



TITLE:

森林施業が土壤溶液の無機態窒素
の動態に与える影響に関する研究(
Dissertation_全文)

AUTHOR(S):

加藤, 正樹

CITATION:

加藤, 正樹. 森林施業が土壤溶液の無機態窒素の動態に与える影響に関する研究. 京都大学, 1996, 博士(農学)

ISSUE DATE:

1996-11-25

URL:

<https://doi.org/10.11501/3120351>

RIGHT:

森林施業が土壤溶液の無機態窒素の
動態に与える影響に関する研究

加藤正樹

1996年

目 次

	頁
第 1 章 序論	1
第 1 節 緒言	1
第 2 節 研究目的	5
第 3 節 研究方法	6
第 2 章 斜面位置と土壌および土壌溶液の 無機態窒素の動態との関係	9
第 1 節 研究の目的	9
第 2 節 試験地と研究方法	9
第 3 節 結果と考察	17
第 4 節 要約	33
第 3 章 皆伐が土壌および土壌溶液の無機 態窒素の動態に与える影響	35
第 1 節 研究の目的	35
第 2 節 試験地と研究方法	35
第 3 節 結果と考察	44
第 4 節 要約	66
第 4 章 間伐が森林生態系の窒素動態に与 える影響	69
第 1 節 研究の目的	69
第 2 節 試験地と研究方法	69
第 3 節 結果と考察	74
第 4 節 要約	102

第5章 源頭部森林小流域における水質形成メカニズム	104
第1節 研究の目的	104
第2節 試験地と研究方法	104
第3節 結果と考察	110
第4節 要約	120
第6章 総括的考察	122
謝辞	132
引用文献	133

第1章 序論

第1節 緒言

森林生態系の中で、土壌は水分や各種物質の移動・循環および保持の主要な部分を担っている。そのため、土壌中での水分や物質の動態を明らかにし、立地環境要因との関係を明らかにすることは、木材生産機能ばかりでなく、水源かん養、水質保全など森林のもつ環境保全的機能を解明・評価する上で極めて重要である。日本の森林の多くは、急峻な山地に位置しており、地形・地質・気象・植生などの立地環境要因が複雑であるため、分布する土壌も多様である。このことは斜面位置や微地形によって、土壌の水分環境が異なり、物質の移動・循環形態も異なることを意味している。そのため、皆伐や植栽、間伐などの施業による人為インパクトが、斜面位置別または斜面全体を通じた土壌水分の動態や水分を媒介として移動・循環する物質の動態に与える影響を明らかにすることは、地力の減退を防止し、持続的な森林の管理を行う上で不可欠の研究課題となっている。

森林生態系を移動・循環する主要な物質のうち、窒素(N)は土壌の生産力という面から最も重要な物質である(河田1989)。同時に、Nは近年社会的な問題となっている酸性雨や地下水汚染、河川や湖沼の富栄養化などの原因物質の一つであり、環境保全的な面からも早急にその動態を明らかにする必要がある。特に、森林土壌中の硝酸態窒素(NO_3^- -N)は、立地環境の違いをよく反映するとともに、人為インパクトに敏感に反応し、土壌溶液に溶存するミネラル類の動態を規制する傾向が強いといわれる(生原1991)。しかしながら、土壌中および土壌溶液に溶存する無機態窒素の動態については、斜面位置や土壌特性との関係、施業による影響、土壌の乾湿の変動や水分の移動・保持特性との関係など、未解明な点が多く残されている。降水や土壌溶液、さらに渓流水に溶存する物質の動態を明らかにすることは、森林生態系における物質の移動・循環や収支、土壌中での水分の移動や流出のメカニズム、水質形成のメカニズムなどを解明するための重要な研究アプローチである。

本論文では、森林土壌中で移動・保持特性の異なる土壌溶液に溶存する無機態Nの動態について、斜面位置や土壌特性との関係を明らかにするとともに、皆伐や間伐などの施業にともなう変化過程を解明する。また、土壌溶液の無機態Nを中心とする溶存物質の動態と斜面位置や斜面全体を通じた水移動特性との関係、並びに流出水の水質との関係の解析を通じて、森林生態系における水質形成のメカニズムを明らかにする。

降水として林地にもたらされ土壌に浸透した水分は、土壌中での移動・保持の難易度や植物に対する有効性などによって区分されている。土壌中での移動・保持の難易度の面からは、重力水(pF0~1.8相当)、毛管水(pF1.8~4.2相当)、膨潤水(pF4.2~5.5相当)、吸湿水(pF5.5~7.0相当)、水蒸気に区分される(木下1972)。このうち、森林土壌の乾湿の変動や水分の移動・流出、植物への養分供給などに関しては、重力水と毛管水に区分される領域の水分が重要な役割を果たしている。従って、土壌溶液に溶存する物質の移動

・循環と立地環境や人為インパクトとの関係を明らかにするためには、重力水と毛管水の領域に含まれる土壌溶液の溶存物質の動態を解明することが必要である。

重力水は不透水層のない土壌においては、1ないし2日程度の比較的短期間で非毛管孔隙から重力によって排除される(木下1972)。日本の森林土壌における重力水やその溶存物質の動態に関しては、岩坪ら(1968)による樋型のライシメーターを用いた研究、有光(1973)、有光ら(1973a、1973b)のテンションフリーライシメーターを用いた研究が行われてきた。これらのライシメーターで捕捉される重力水は、非毛管孔隙の多い表層土壌や、降雨中または降雨直後の比較的短期間の溶存物質の動態を把握するためには有用である。しかし、非毛管孔隙の少ない下層土や粘土質の土壌では、重力水を捕捉しにくいという問題がある。

一方、毛管水として区分される水分は、毛管移動停止点に相当する $pF2.7 \sim 3.0$ より湿潤であれば毛管孔隙を移動できるが、それ以上の乾燥状態では、毛管力が重力より強くなるため移動できない。そのため、毛管水の領域の土壌溶液に溶存する物質の動態を明らかにするためには、毛管移動できる毛管移動水と毛管移動できない毛管停滞水とに分けて分析試料を採取せざるを得ない。毛管移動水に関しては、ポーラスカップを用いて吸引採取する方法が考案され(Briggs and McCall, 1904, Krone *et al.*, 1951)、日本の森林土壌にも数多く適用されている(加藤1984、加藤ら1989a、加藤ら1989c、加藤ら1993、加藤ら1995、荒木ら1993、生原ら1988、平田ら1988、川添ら1986a、1986b、川添ら1987、大類ら1992、大類ら1993、大手ら1991)。

毛管停滞水を採取するためには、加圧膜法(前田ら1979)や遠心分離法(山崎ら1969)が用いられる。しかし、これらの方法を日本の森林土壌に適用した事例は非常に少なく(瀬戸ら1980、加藤ら1989a、加藤ら1989b、高橋1995)、乾燥領域の土壌溶液の溶存物質の動態はほとんど未解明といえる。日本の森林土壌は $pF2.7$ ないし 2.8 以上に乾燥することは少ないとされているが(井上ら1974、吉岡1973、吉岡ら1974、吉岡1981)、皆伐跡地や乾性型土壌の最表層では、吸引法で土壌溶液を採取できないほど強く乾燥する場合が多くみられる。そのため、強く乾燥しやすい立地条件にある土壌については、遠心分離法などを用いて土壌溶液を採取し、その溶存物質の動態を解析する必要がある。

吸引法では、同一地点での継続的な土壌溶液の採取が可能である。しかし、バイパス流的な速やかに移動する土壌溶液や、土壌が毛管移動停止点以上に乾燥した場合の土壌溶液を吸引採取できない。また、土壌溶液の吸引範囲を確定できないことなどの欠点をもっている。一方、遠心分離法では、 $pF2.7 \sim 3.0$ 以上に乾燥した土壌でも土壌溶液を採取でき、土壌の単位体積当たりの溶存量を算出しやすいが、同一地点での継続的な採取ができないことや遠心力による圧縮効果などの問題がある。Litaor(1988)が指摘しているように、単一の手法ですべての領域の土壌溶液を採取することはできないのが現状である。従って、土壌溶液に溶存する物質の動態を詳細に解析するためには、数種の手法を組み合わせる移動・保持特性の異なる土壌溶液を採取し、それぞれの土壌溶液に溶存する物質の濃度や量の変動と土壌特性や立地環境要因との関係を解明する必要がある。ただし、溶存物質量の解析には、単位面積当たりまたは単位体積当たりの土壌水分量を求める必要があり、これまでに量的な解析や評価を行った報告は少ない(有光1982、加藤ら1993)。

本研究では、斜面位置や土壌型の異なる林地、並びに皆伐や間伐前後の林地において、

テンションフリーライシメーター法、吸引法、遠心分離法を用いて移動・保持特性が異なる土壌溶液を採取し、溶存する無機態Nおよび主要物質の濃度と量の面からその動態の変化を明らかにする。

森林土壌中でNは、有機態から無機態へ、無機態としてもアンモニア態から硝酸態へと変化し、その変化の速度や量は土壌の理化学的特性や微生物特性、水分環境、温度などによって異なる(河田1989)。また、 NH_4^+ は土壌に吸着されて移動しにくいのに対し、 NO_3^- は移動流亡しやすいなど、土壌中での移動特性が異なる。日本の森林土壌について、N無機化能や無機態Nの動態に関する研究は、これまでも多く行われている(河原ら1970、河田1977、吉田ら1979、吉田ら1980、堤1987、杳名ら1988a、杳名ら1988b、佐々木ら1989、村上ら1990、山下ら1992)。

これらの研究から、森林土壌の無機態N量は全N量の1%以下の場合が多いこと、硝酸化は乾性型土壌ではわずかであるが適潤性土壌で旺盛に進行すること、無機化量とC/N比との間に強い負の相関のみられることなどが明らかにされた。また、堤(1987)は、生成される無機態Nの大部分が直ちに植物に吸収されることによって、森林土壌の無機態N含有率が低く抑えられていると指摘している。

Stevens and Wannop(1987)が指摘しているように、有機態Nも森林生態系のN循環で大きな役割を果たしている。しかしながら、堆積有機物層や鉱質土層、並びに土壌溶液の有機態Nの動態については、その実態や無機態Nとの関係など不明な点が多い。さらに、土壌の乾湿の変動とNの無機化との関係、無機化の進行と土壌溶液の無機態N濃度との関係などについては未解明である。

本研究では、堆積有機物層、鉱質土層および移動・保持特性の異なる土壌溶液を対象に、有機態Nと無機態Nについて、斜面位置や土壌型の異なる林地における季節変動、並びに皆伐や間伐前後の林地における動態の変化過程を明らかにする。また、温度や乾湿状態の違いが、土壌のN無機化能や土壌溶液に溶存する有機態および無機態N、さらに他の主要物質の動態に与える影響を明らかにする。

森林の皆伐は、生態系の環境を大きく変え、土壌の水分動態や物質動態にも強い影響を与える。皆伐が A_0 層や土壌の理化学性に与える影響については、多くの研究が行われてきた(柴田1951、堤1963、山谷1965、有光1980、Matson and Vitousek, 1981、Vitousek, 1985、山谷1989、Frazer *et al.*, 1990、山谷1990、Johnson *et al.*, 1991、小林1982)。山谷(1995)は、伐採跡地の物質動態は、 A_0 層の堆積状態や林床植生の繁茂状態に強く支配され、 A_0 層の少ない場合は伐採による環境の変化を表層土壌が直接受け、 A_0 層が厚い場合は環境の変化を A_0 層が強く受けるとしている。また、小林(1982)は、斜面位置に拘らず皆伐後に表層土壌の粗孔隙量が減少して透水性は低下するが、その原因となる主たる作用因子は地形や斜面位置によって違いがみられるとしている。さらに、土壌の無機態N含有率は皆伐直後に上昇するが、数年後には易分解性有機物の減少にともなって無機化速度は低下する傾向が認められている(佐々木1980、小林1982、堤1987)。一方、土壌溶液の無機態Nについては、荒木ら(1993)、有光ら(1973b)、Sollins and McCorison(1981)、Frazer *et al.*, (1990)、Takahashi(1995)などの報告から、皆伐後2~3年の間は NO_3^- -N濃

度が上昇し、これにともなってCa、Mg濃度も上昇することが認められている。

これらの研究から、森林の皆伐は土壌の理化学的性質や無機態Nの動態に強い影響を与えるが、その反応は斜面上の位置や土壌層位、皆伐前の林相や堆積有機物の状態などによって異なると考えられる。一方、間伐による土壌や土壌溶液の無機態Nへの影響については、研究事例が著しく少なく（荒木ら1987、Beets and Pollock, 1987）、その実態や変化の過程はほとんど未解明な状態といえる。

本研究では、皆伐や間伐が土壌および移動・保持特性の異なる土壌溶液の無機態Nの動態に与える影響について、斜面位置や微地形、土壌型の違いとの関連のもとに解析を行う。また、間伐によるN動態への影響については、コンパートメントモデルによって、林木や土壌の固相部分と降雨や土壌溶液などの液相部分の変化過程を解析する。

土壌および土壌溶液の無機態Nの動態を明らかにする研究目的のひとつとして、森林流域における水質形成のメカニズムや水質浄化機能を説明することがあげられる。森林生態系からの流出水の水質は、流出にいたる間に流域の立地環境特性に応じた物理・化学的および生物的作用を受け、降水とは異なった化学組成を示す。皆伐などの人為インパクトが流出水の溶存物質、特にNに与える影響については、植生の有無が流出水の NO_3^- -N濃度に強い影響を与えていると考えられる（Borman *et al.*, 1968、Likens *et al.*, 1970、荒木ら1993）。しかしながら、土壌中または斜面における水移動特性と溶存物質の動態との関係（大手ら1991）、土壌溶液の無機態Nの動態と溪流水の水質との関係に関する報告は少ない（平田ら1988、大類ら1993）。そのため、森林におけるNを中心とした水質形成のメカニズムについては、未解明な部分が多く残されている。その大きな原因は、斜面における水移動特性との関係や土壌および基岩層における水分や物質の動態が解明されていないことによる。従って、森林における水質形成のメカニズムを説明するためには、対象とする森林流域の斜面各部位または斜面全体を通じた土壌の表層から下層、さらに風化帯や基岩層にいたる水移動特性と溶存物質の動態を明らかにし、これらと立地環境特性や流出水の水質との関係を解明する必要がある。

本研究では、小流域を対象として、土壌の表層から最下層部にいたる土壌溶液の NO_3^- をはじめとする主要な溶存イオンの動態と水移動特性との関係、並びに流出水の水質との関係の解析を通じて、森林流域における水質形成のメカニズムについて検討を行う。

これまで述べたように、森林における土壌や土壌溶液の無機態Nに関する研究は、数多く行われてきた。しかしながら、なお多くの未解明の問題が残されている。その主要な点を以下に示した。

1. 斜面位置や土壌型の違いとの関係

斜面位置や土壌型の違いによって、堆積有機物の組成や量、土壌の理化学的特性や水分特性、植物の種組成や生育状態など、無機態Nの動態に強く関与する要因が異なる。しかしながら、特に土壌溶液に溶存する無機態Nや主要物質の動態については、これらの要因との相互関係、並びに溶存量の面からの解析が十分に行われていない。

2. 土壌中での水分の移動・保持特性の違いとの関係

土壌の乾湿の変動や植物への養分供給に密接に関連する重力水・毛管移動水・毛管停滞水は、土壌中での移動・保持特性が異なる。そのため、それぞれの土壌水分に溶存する無機態Nの動態も異なると考えられるが、こうした面からの実態の解明や相互の関係が明らかにされていない。

3. 皆伐や間伐などの人為インパクトとの関係

森林の皆伐は、土壌の水分動態や有機物の分解、各種物質の動態などに強い影響を与えるが、斜面上の位置や微地形、土壌層位、皆伐前の林相や堆積有機物の状態などによって、これらの反応は異なると考えられる。しかしながら、皆伐による土壌や土壌溶液の無機態Nの動態の変化過程を、斜面位置や土壌型の違いという観点から解析した例は少ない。

また、間伐が土壌や土壌溶液の無機態Nに与える影響については、研究事例が著しく少なく、その実態や変化の過程はほとんど未解明な状態といえる。

4. 溪流水など流出水の水質形成メカニズムとの関係

森林流域の水質形成メカニズムは、流域の土層構造や土壌の理化学的特性、表層地質分布、植生などの立地環境特性によって異なることが推定される。しかしながら、土壌の水移動特性と溶存する無機態Nの移動・消長との関係、土壌溶液の溶存物質と流出水の水質との関係などについては、多くの未解明な問題が残されている。また、風化にともなう溶出、脱窒については、研究の緒についた段階であり、地質や土壌などの立地環境特性との関係の解析を進める必要がある。

第2節 研究目的

本論文の主要な目的は、斜面位置や土壌型の異なる林地において、土壌の無機態Nおよび土壌溶液に溶存する無機態Nの動態を明らかにし、皆伐や間伐などの施業による人為インパクトが、その動態に与える影響を説明することである。特に、土壌溶液については、移動・保持特性が異なる重力水、毛管移動水、毛管停滞水に溶存する無機態Nの動態と土壌特性との関係や施業による影響を明らかにする。また、土壌溶液に溶存する無機態Nをはじめとする主要物質の動態と土壌の水移動特性との関係、並びに流出水の水質との関係の解析を通じて、森林生態系の水質形成メカニズムについて解析を行う。

後述の各章の研究目的を以下に示した。

第2章 斜面位置と土壌および土壌溶液の無機態窒素の動態との関係

ヒノキ人工林斜面を対象として、斜面位置の違いと土壌の無機態Nおよび重力水としての土壌溶液に溶存する無機態Nの動態との関係を明らかにする。また、落葉広葉樹天然林斜面における毛管移動水に溶存する無機態Nの動態に関する結果を加えて解析を行い、斜面位置や土壌型と無機態Nの動態との基本的な関係を明らかにする。

第3章 皆伐が土壌および土壌溶液の無機態窒素の動態に与える影響

ヒノキ人工林を対象として、斜面位置や微地形の違いによって、皆伐が表層土壌の無機態N、並びにA₀層直下を流動する表面流去水や土壌溶液に溶存する無機態Nの動態に与える影響を明らかにする。土壌溶液については、移動・保持特性の異なる重力水、毛管移動水、毛管停滞水に溶存する無機態Nと他の主要物質の動態との関係について解析を行う。

第4章 間伐が森林生態系の窒素動態に与える影響

ヒノキ人工林を対象として、間伐が表層土壌の無機態Nおよび土壌溶液に溶存する無機態Nの動態に与える影響を明らかにする。また、間伐にともなう林内に放置された枝条が、土壌や土壌溶液の無機態Nの動態に与える影響を解析する。さらに、間伐がヒノキ林生態系の固相と液相のNの移動・循環過程に与える影響について、コンパートメントモデルに基づいて解析する。

第5章 源頭部森林小流域における水質形成メカニズム

スギ・ヒノキ人工林からなる源頭部小流域を対象として、斜面上の主要な位置における表層から最下層部にかけての土壌溶液のNO₃⁻の動態を、土壌中および斜面系列での水移動特性との関連のもとに明らかにする。併せて、土壌溶液と流出水の溶存物質の動態との関係を明らかにし、森林流域における水質形成メカニズムについて解析を行う。

第3節 研究方法

現地試験並びに室内実験において、共通する試料の採取方法や分析方法を以下に示した。ただし、それぞれの試験によって、土壌溶液の採取方法や採取深度、採取点数などは異なるため、ここでは主要な方法について述べ、詳細は各章で記述する。

1. 土壌断面調査と土壌の物理・化学性の分析方法

土壌断面調査および土壌の物理性の分析は、国有林野土壌調査方法書（1955）に準拠して行った。化学性については、pHはガラス電極法、全炭素（C）と全窒素（N）はCNコーダーを用いて定量した。Y₁値は常法（国有林野土壌調査方法書1955）に準拠して測定した。塩基交換容量（CEC）はPeech法（土壌養分測定法1968）、交換性塩基は1規定酢酸アンモニウム溶液による抽出後、原子吸光法を用いて定量した。

2. 土壌と堆積有機物の無機態Nおよび有機態Nの分析方法

各試験プロットにおいて、1m×1mまたは1.5m×1.5mの方形区を3～5ヶ所設定し、毎回各方形区の5ヶ所で斜面下側から上側に向かって掘り進める方法で、堆積有機物とその直下のA層土壌を採取した。採取した試料は、アイスボックスに入れて持ち帰り、石礫や根を取り除いて、堆積有機物は10g、土壌試料は20gを秤量し、10%KCl溶液200mlを加え、1時間振と

う後、東洋濾紙No.6でろ過して分析試料とした。NH₄⁺-N、NO₃⁻-Nは酸化マグネシウムとデバルダ合金を用いた通気蒸留法で定量した。有機態N（Org.-N）はNH₄⁺-NとNO₃⁻-Nの通気蒸留後、残りの試料を硫酸分解し、ケルダール法を用いて定量した。

3. 林外雨、林内雨、樹幹流の採取と溶存物質濃度の分析方法

林外雨と林内雨は、塩ビ製のロータ型集水器に10Lまたは20Lポリタンクを連結して捕集した。樹幹流は、厚手のゴムチューブを樹幹下部に螺旋状に巻き付け、20Lポリタンクに連結して捕集した。林外雨、林内雨、樹幹流ともに、一定期間ごとに一部を採取し、以下の方法で測定または溶存物質を定量した。

pHはガラス電極法、電気伝導度（EC）は白金平板電極法を用いた。

NH₄⁺-N、NO₃⁻-Nは酸化マグネシウムとデバルダ合金を用いた通気蒸留法、Org.-NはNH₄⁺-NとNO₃⁻-Nの通気蒸留後の残りの試料水を硫酸分解し、ケルダール法を用いて定量した。ただし、一部の試験においては、イオンクロマトグラフ法を用いて無機態Nの定量を行った。

NO₂⁻-N、Cl⁻、SO₄²⁻-S、PO₄³⁻-Pは、イオンクロマトグラフ法、Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺は原子吸光法、全有機炭素は（TOC）全有機炭素分析計を用いて定量した。

4. 土壌溶液の採取と溶存物質濃度の分析方法

A₀層直下を流動する重力水（表面流去水と呼ぶ）は表面積200cm²、高さ2.5cmまたは5cmのチリトリ型ライシメーターを等高線に沿ってA₀層直下に5～11個ずつ設置し、ビニールチューブで10Lポリタンクに連結して捕捉した。試料水は、一定期間ごとに採取した。

鉱質土壌中の重力水（pF0～1.8相当）は、有光（1973）のテンションフリーライシメーターで採取した。各試験プロットのA層またはB層土壌中に、等高線に沿ってテンションフリーライシメーターを5～9個埋設し、それぞれをビニールチューブで10Lポリタンクに連結し、捕捉した土壌溶液を一定期間ごとに採取した。

毛管移動水（pF1.8～2.7ないし2.8相当）は、外径4mm、内径2mmのビニールチューブで1L吸引ピンに連結したポーラスカップを所定の層位または深度に設置し、初期吸引圧を-37～-50cmHg（pF2.7～2.8相当）として、1～数日間放置する吸引法で採取した（加藤1984）。ポーラスカップはシャンペラン型細菌濾過管L3型（外径1.7cm、内径1.3cm、全長17.0cm、有効長12.5cm）を用いた場合が多いが、一部の試験では小型ポーラスカップ（外径0.8cm、内径0.5cm、全長10.0cm、有効長9.0cm）を用いた。なお、毛管移動水の吸引採取は、できる限り降雨日を避けて行った。

毛管停滞水（pF2.7ないし3.0～4.2相当）は、内径5.0cm、高さ5.1cmの100cc採土円筒を用いて、A₀層直下のA層土壌を毎回8～10ヶ所で採取し、高速冷凍遠心分離器（日立工機製、20PR-52D型）で30～60分の間、pF4.12相当の遠心力をかけて採取した。pF4.12相当としたのは、湿潤時に採取した土壌にpF4.20相当の遠心力をかけると、水受け（深さ1.75cm）の容量より多くの試料水が分離してオーバーフローする場合がみられた。そのため、厚型の水受け（深さ3.50cm）を用いた結果、回転半径が減少してpF値は4.12に相当した。円筒試料の採取は、上述2の土壌と堆積有機物を採取した方形区で行った。

なお、土壌溶液の採取方法や採取深度、採取点数などは各試験によって異なるので、それぞれの試験の項目の中で詳述する。

溶存物質濃度の定量方法は、上記3の林外雨や林内雨と同様である。

5. 林床植生および堆積有機物のN現存量の計測方法

各試験プロットで、1m×1mの方形区を3ないし5ヶ所設置し、林床植生の種組成と優占度を調査後、地上部を刈り取った。林床植生の刈り取り後、堆積有機物を採取した。堆積有機物は、採取もれのないように微細に細片化した部分も刷毛やブラシを用いて採取した。持ち帰った林床植生は、木本葉、木本幹枝、草本に区分して乾燥重量を測定した。堆積有機物は、1mm以下、1～2mm、2～4mm、4～10mm、10mm以上に区分して、それぞれの乾燥重量を測定した。林床植生、堆積有機物ともに、乾燥重量測定後に粉碎し、CNコーダーを用いて全Cと全Nを定量した。

なお、一部の試験では、特定の林床植生種を毎月継続して採取し、上述の土壤の場合と同様に無機態Nや全N、その他の主要成分含有率を定量した。

6. 土壤水分張力、地温などの計測方法

土壤水分張力は、吉岡式テンションメーター（1975）、またはポーラスカップとデータロガーを用いたテンションメーター（小糸工業製 メモリーセンサー、または白山工業製 データマーク）によって経時変動を計測した。

地温は、自記記録式地温計または白金電極式温度計をデータロガーに接続して、経時変動を計測した。

第2章 斜面位置と土壤および土壤溶液の無機態窒素の動態との関係

第1節 研究の目的

一般に、林地の斜面上部には乾性ないし弱乾性型の土壤が分布し、斜面中～下部には適潤性ないし弱湿性型の土壤が分布する。このことは、斜面位置や土壤型の違いによって、土壤の水分動態や物質の移動・循環過程が異なることを示している。したがって、森林土壤中での物質の動態を明らかにするためには、斜面の主要な位置または斜面全体を通じた解析が必要である。

本章では、ヒノキ人工林と落葉広葉樹天然林において、斜面位置と土壤の無機態Nとの関係、並びに重力水や毛管移動水に溶存する無機態Nの動態との関係を明らかにする。また、土壤の培養によって、斜面位置別の土壤の無機態N生成能の違いを明らかにする。これらを通じて、斜面位置や土壤型と土壤および土壤溶液の無機態N動態との基本的な関係を解明する。

第2節 試験地と研究方法

1. 試験地の概況

ヒノキ人工林試験地は、栃木県矢板市の高原山（標高1795m）南東部山麓に位置する栃木県高原県有林23林班に設定した。ただし、斜面上部はカラマツの不成績造林地となっている。一方、落葉広葉樹天然林試験地は、京都府北桑田郡美山町芦生に位置する京都大学農学部附属芦生演習林19林班野田畑谷に設定した。両試験地の位置図を図2-1に示した。

1) 試験プロット

ヒノキ人工林の試験プロットの位置図を図2-2に、斜面の縦断面図を図2-3に、各試験プロットの概況を表2-1に示した。試験プロットは、斜面上部（P1）、斜面中腹（P2）、斜面下部（P3）に設定した。P1は1974年現在43年生カラマツ林であるが、生育が悪く、アカマツやコナラなどが多く侵入している。土壤は乾性黒色土（粒状・堅果状構造型）（B_{1B}型）である。P2は中腹の急斜面に位置する45年生ヒノキ林で、土壤は歩行型の適潤性褐色森林土（B_D型）である。P3は斜面下部の崩積型斜面に位置する45年生ヒノキ林で、土壤は適潤性褐色森林土（B_D型）である。

落葉広葉樹天然林の試験プロットの位置図を図2-4に、各プロットの概況を表2-2に示した。試験プロットは、斜面上部（P1）と斜面下部（P2）に設定した。P1はブナ、ミズナラを主体にスギが混在し、土壤は乾性褐色森林土（粒状・堅果状構造型）（B_B型）である。P2はトチノキ、ブナ、イタヤカエデを主体とし、土壤は適潤性褐色森林土（B_D型）である。

2) 自然立地環境

ヒノキ人工林試験地付近の年平均気温は11.2℃、年平均降水量は1860mmである。この地域は冬期の寒さと乾燥が厳しく、暖地性はもとより寒地性の常緑広葉樹もほとんど出現しないことが指摘されている（前田ら1972）。また、鈴木（1955）によれば、高原山は幼～早壮年期の特徴を示す解析火山で、広大な緩斜面と急崖を呈する解析谷が発達し、基盤岩類を覆って熔岩類や火山砂礫層、火山灰層が広く分布している。

落葉広葉樹天然林試験地付近の年平均気温は11.5℃、年平均降水量は2821mm（安藤ら1989）である。芦生演習林は、日本海型気候の卓越する地域に含まれ、冬期の積雪は1～2mに達する。地質は、中古生層に属し、基岩は粘板岩、砂岩、珪岩が広く分布する（京都大学農学部附属演習林1979）。



図2-1 試験地の位置図

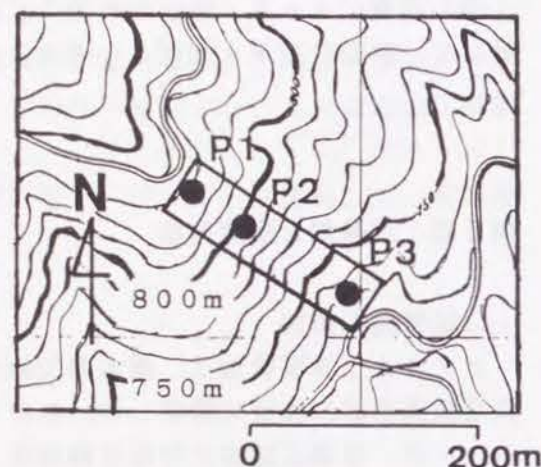


図2-2 ヒノキ人工林試験地の位置図

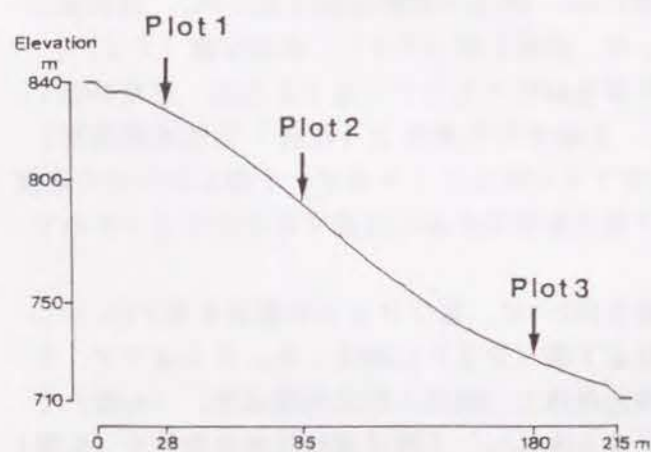


図2-3 ヒノキ林人工斜面の縦断面図

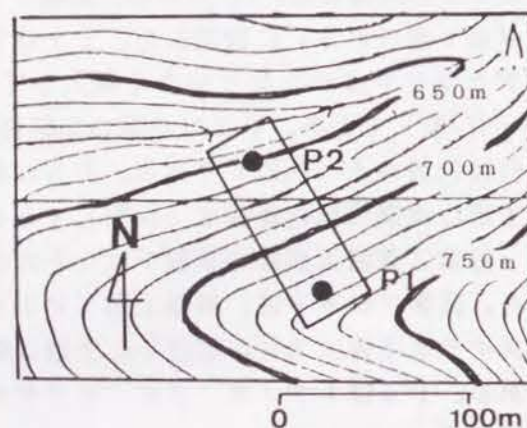


図2-4 落葉広葉樹天然林試験地の位置図

表2-1 ヒノキ人工林の試験プロットの概況

斜面位置 Plot No.	標高 (m)	傾斜 (度)	方位	土壌型	主要樹種 (m)	平均樹高 (m)	樹齢	主要林床植生
上部 P 1	830	28	SE	Bl _B (~Bl _{D(d)})	カラマツ アカマツ	8.7 8.8	43 42	ヤマツツジ クロヒナスゲ
中腹 P 2	790	37	SE	B _D	ヒノキ	10.1	45	コアジサイ オクモミジハグマ
下部 P 3	730	23	SE	B _D (~B _E)	ヒノキ	18.1	45	モミジガサ ホウチャクソウ

表2-2 落葉広葉樹天然林の試験プロットの概況

斜面位置 Plot No.	標高 (m)	傾斜 (度)	方位	土壌型	主要樹種 (m)	平均樹高 (m)	主要林床植生
上部 P 1	725	30	N40W	B _B	ブナ ミズナラ	12-15 15	ホウソウ、クロミジ イワウチク、チゴユリ
下部 P 2	650	31	N35W	B _D	トチノキ ブナ	15 15	ヤマアジサイ、ハイヌカヤ リュウモンシダ、ミズソバ

3) 植生の概況

ヒノキ人工林試験地では、斜面上部のP1はカラマツ (*Larix leptolepis*) の不成績造林地で、アカマツ (*Pinus densiflora*) の他、クリ (*Castanea crenata*)、ミズナラ (*Quercus mongolica* var. *grosserata*) などの落葉広葉樹が混生している。林床はミヤコザサ (*Sasa nipponica*)、コアジサイ (*Hydrangea hirta*)、ヤマツツジ (*Rhododendron obtusum* var. *Kaempferi*)、クロヒナスゲ (*Carex gifuensis*) などの乾性型の植生が、ほぼ全面を覆っている。斜面中腹のP2には、コアジサイの他、オクモミジハグマ (*Ainsliaea acerifolia* var. *subapoda*)、タガネソウ (*Carex siderosticta*) などがまばらにみられる程度である。斜面下部のP3には、モミジイチゴ (*Rubus palmatus* var. *coptophyllus*)、オクモミジハグマなどの適潤性型の他、モミジガサ (*Cacalia delphinifolia*)、ホウチャクソウ (*Disporum sessile*) などの弱湿性型の林床植生が多い。

落葉広葉樹天然林試験地では、斜面上部のP1はブナ (*Fagus crenata*)、ミズナラの他に、スギ (*Cryptomeria japonica*)、ハウチワカエデ (*Acer japonicum*)、リョウブ (*Clethra barbinervis*)、マルバマンサク (*Hamamelis obtusata*) などの高木・亜高木、ホツツジ (*Tripetaleia paniculata*)、クロモジ (*Benzoin umbellatum*) などの低木、イワウチワ (*Shortia uniflora*)、チゴユリ (*Disporum smilacinum*) などの草本が優占している。斜面下部のP2では、トチノキ (*Aesculus turbinata*)、ブナ、イタヤカエデ (*Acer mono*) などの高木・亜高木、ヤマアジサイ (*Hydrangea macrophylla* subsp. *serrata* var. *acuminata*)、ヤマボウシ (*Cornus kousa*)、クマノミズキ (*Cornus brachypoda*) などの低木、リョウメンシダ (*Rumohra Standishii*)、ミゾソバ (*Polygonum Thunbergii*) などの草本が優占している。

4) 試験プロットの土壌特性

ヒノキ人工林試験地の土壌断面形態を表2-3に、土壌の物理性を表2-4に、土壌の化学性を表2-5に示した。斜面上部のP1は、残積型の微凸地形を呈しており、土壌はBl_B型である。L、F層が5~7cm、H(A)層が3~5cmと厚く堆積し、H(A)層やA₁層には菌糸が多い。A層の粗孔隙割合は高いが、粒状構造が発達しており、透水性が悪い。また、pHが低く、C/N比が高い。交換性K、CaはP2やP3より少ない。P2は斜面中腹の40度近い急斜面で、斜面地形の変曲点に当たっている。土壌はB_D型である。L、F層はまばらで、A層上部から石礫が多い。P2の土壌は、C、Nや交換性塩基類の含有率がP1やP3に比べて低い。P3は斜面下部の崩積型斜面で、A層には団粒状構造、B層は下部まで塊状構造が発達している。pHやC/N比から有機物の分解は良好で、交換性塩基が他のプロットより多い。

落葉広葉樹天然林試験地の土壌断面形態を表2-6に、土壌の物理性を表2-7に、土壌の化学性を表2-8に示した。P1は、尾根直下の斜面上部に位置し、土壌はB_B型である。A₀層はL層が0~3cm、F層が4cmと厚く堆積し、F層には部分的にマット状の菌糸層が認められる。菌糸はHA層にも認められるが、A₁層、B₁層にはわずかに含まれる程度である。鉱質土層は全体に粘土質であるが、砂岩質礫の含量が多い。土壌構造は、粒状、堅果状などの乾性型構造が多い。また、P2より粗孔隙量が多く、通気、透水性が良い。化学性の面では、pHが低く、C/N比が高いため、有機物の分解が悪い。有機物量が多いため塩基交換容量は高い値を示すが、交換性CaやMgは、P2より低い値である。P2は斜面下部に位置し、土壌はB_D型である。P1と同様に全体に粘土質であるが、未風化の角礫を多量に含んでいる。A層には団粒状、塊状構造が発達している。P2の土壌は、粗孔隙量が少なく、透水性が悪い。表層のpHはやや低い、C/N比からみると有機物の分解は、P1より良好とみられる。

表2-3 ヒノキ人工林試験地の土壌断面形態

Plot No. 土壌型	層位	層厚 (cm)	土 色	石礫	土性	構造	菌糸	根系
1	L	2-3						
Bl _B	F	3-4						
(~Bl _D (d))	H(A)	3-5	5YR1.7/1	±		Gn. (Bk.)	++	M+S+++
	A ₁	12-14	5YR2/1	±	L	Gn. Bk.	+	M+S++
	A ₂	5-8	7.5YR2/2	±	L	Bk.	-	MS+
	B ₁	14-18	7.5YR3.5/3	S角+	L	Bk.	-	M+S±
	B ₂	16	7.5YR4/3	S角+	L	-	-	M+S±
	B ₃	30+	7.5YR4/4	S角+	L	-	-	MS±
2	L	0-1						
B _D	F	0-0.3						
	(H)A ₁	3-6	7.5YR2/1	MS角+++	L	Cr.	-	MS+++
	A ₂	6-10	7.5YR2/1.5	MS角+++	L	Cr. Bk.	-	M++S+
	B ₁	18-32	7.5YR3/4	LMS角++	L	-	-	M+
	B ₂ -C	40+	7.5YR4/2.5	LM角++	CL	-	-	M+
3	L	疎ら						
B _D	A ₁	2-3	7.5YR2/1	MS角+	L	Cr.	-	S+
(~B _E)	A ₂	4-6	7.5YR2/1.5	MS角+++	L	Cr.	-	MS+
	B ₁	15-30	10YR3/3	LMS角+	L	Bk.	-	MS±
	B ₂	30+	10YR3/4	LMS角+	L	Bk.	-	MS±

石礫の項；L：大、M：中、S：小、角：角礫、腐：腐朽礫

土性の項；L：ローム質、C：粘土質、S：砂質、()は弱度

構造の項；lGn.：細粒状構造、Gn.：粒状構造、Nt.：堅果状構造、Bk.：塊状構造、

Cr.：団粒状構造、M：壁状構造、()は弱度の構造

根系の項；L：太、M：中、S：細

+++：すこぶる多い、++：多い、+：含む、±：乏しい、-：なし

表2-4 ヒノキ人工林試験地の土壌の物理性

Plot No.	土壌型	層位	容積重 (g/100cc)	三相組成(%) 固相 液相 気相	最大 容水量 (容積%)	孔隙組成(%) 全 細 粗	最小 容気量 (%)	透水性 (cc/min.)
1	Bl _B	A ₁	31.6	15.6 46.1 38.3	70.6	84.4 40.7 43.7	13.4	57
	(~Bl _D (d))	A ₂	35.8	16.3 57.7 26.0	73.5	83.8 48.7 35.1	10.2	77
		B ₁	32.7	13.2 54.7 32.1	75.5	86.8 45.8 41.0	11.2	130
		B ₂	31.0	11.0 56.7 32.3	78.2	89.0 48.5 40.5	10.8	111
2	B _D	A ₁ ~A ₂	39.4	19.3 42.5 38.2	59.2	80.7 36.7 44.0	21.6	94
		B ₁	63.5	25.0 60.6 14.4	66.9	75.0 53.1 21.9	8.1	73
3	B _D	A ₁ ~A ₂	34.8	21.8 48.6 29.6	65.2	78.2 41.6 36.6	13.0	151
	(~B _E)	B ₁	50.1	25.1 63.4 11.5	69.8	74.9 55.2 19.7	5.1	15
		B ₂	46.6	23.1 59.0 18.0	69.5	77.0 50.1 26.9	7.4	26

注；細孔隙は、孔隙径0.006mm以下のpF2.7以上に相当する孔隙

粗孔隙は、孔隙径0.006mm以上のpF0~2.7に相当する孔隙

表2-5 ヒノキ人工林試験地の土壌の化学性

Plot No.	土壌型	層位	pH		Y ₁	C (%)	N (%)	C/N	塩基交換容量 (meq/100g)	交換性塩基 (meq/100g)		
			H ₂ O	KCl						K	Ca	Mg
1	Bl _B (~Bl _D (d))	HA	4.1*	-	-	42.2	1.97	21	66.6	1.58	3.83	1.72
		A ₁	4.8	3.9	13.8	21.6	1.39	16	41.6	0.62	0.43	0.48
		A ₂	4.9	4.2	11.9	16.2	0.91	18	32.7	0.58	0.20	0.29
		B ₁	5.1	4.7	1.3	9.6	0.51	19	20.4	0.43	0.11	0.14
		B ₂	5.3	5.1	0.7	6.6	0.40	16	21.6	0.12	0.12	0.11
		B ₃	5.6	5.2	0.7	4.3	0.31	14	19.3	0.12	0.32	0.16
2	B _D	(H)A ₁	4.7	4.1	15.3	13.7	0.89	15	31.1	0.74	1.61	0.42
		A ₂	4.7	4.1	13.5	9.8	0.61	16	25.8	0.36	0.49	0.22
		B ₁	4.9	4.2	8.6	2.4	0.17	14	11.3	0.22	0.22	0.07
		B ₂ -C	5.3	4.1	9.8	1.1	0.10	11	11.3	0.33	0.65	0.10
3	B _D (~B _E)	A ₁	5.2	4.4	3.7	19.5	1.37	14	40.8	1.08	16.12	1.79
		A ₂	5.3	4.5	3.6	14.4	1.04	14	33.9	0.83	10.57	1.20
		B ₁	5.2	4.5	3.1	7.0	0.63	11	21.4	0.25	1.06	0.19
		B ₂	5.4	4.8	1.3	4.5	0.45	10	16.1	0.32	1.08	0.11

*印は重量比で、試料: H₂O = 1:5

-印は欠測

表2-6 落葉広葉樹天然林試験地の土壌断面形態

Plot No.	土壌型	層位	層厚 (cm)	土色	石礫	土性	構造	菌糸	根系
1	B _B	L	0-3						
		F	4						
		HA	2-4	5YR2/2	MS角+	CL	Gn.	++	S+++
		A ₁	10-14	7.5YR2/3	MS角+	C(L)	Gn. Nt. (Bk.)	+	MS++
		B ₁	20	7.5YR4/4	LMS角++	C	Gn. (Nt. Bk.)	±	MS+
		B ₂	30+	7.5YR4/5	L角+++	C	(Gn. Nt. Bk.)	-	LMS+
					MS角++				
2	B _D	L	0.5-1.5						
		F	0-0.5						
		A ₁	3-8	7.5YR2/2.5	MS角++	C(L)	Cr. Bk.	-	S++
		A ₂	8-10	7.5YR2/3	MS角++	C(L)	Cr. Bk.	-	MS+
		(A)B ₁	8	7.5YR3/3	MS角++	C	Bk.	-	M+
		B ₂	10-15	7.5YR4/3	LM角+++	C	(Bk.)	-	M+
					S角++				
		B ₃	30+	7.5YR4/4	L角+++	C	-	-	±
					MS角++				

表記法は、表2-3に同じ。

表2-7 落葉広葉樹天然林試験地の土壌の物理性

Plot No.	土壌型	層位	容積重 (g/100cc)	三相組成 (%)			最大容水量 (容積%)	孔隙組成 (%)			最小容気量 (%)	透水性 (cc/min.)
				固相	液相	気相		全	細	粗		
P 1	B _B	A ₁	61.2	29.6	41.5	28.9	59.8	70.4	35.6	34.8	10.6	120
		B ₁	61.7	32.3	36.5	31.2	55.4	67.7	32.2	35.5	12.3	109
P 2	B _D	A ₂	38.2	23.7	50.7	25.6	68.4	76.3	42.4	33.9	7.9	83
		B ₂	74.6	34.1	54.0	11.9	61.7	65.9	48.9	17.0	4.2	15

孔隙の区分は、表2-4に同じ。

表2-8 落葉広葉樹天然林試験地の土壌の化学性

Plot No.	土壌型	層位	pH		Y ₁	C (%)	N (%)	C/N	塩基交換容量 (meq/100g)	交換性塩基 (meq/100g)	
			H ₂ O							Ca	Mg
P 1	B _B	HA	3.8*	5.4	35.6	1.57	23	91.2	3.05	4.20	
		A ₁	4.0	9.0	10.1	0.53	19	33.6	0.15	0.47	
		B ₁	4.5	3.6	3.9	0.23	17	24.5	0.06	0.10	
		B ₂	4.7	2.4	2.7	0.21	13	19.3	0.03	0.06	
P 2	B _D	A ₁	4.2	2.9	14.9	0.95	16	43.6	4.83	1.93	
		A ₂	4.1	3.3	11.2	0.79	14	34.0	2.26	1.08	
		(A)B ₁	4.7	2.3	4.8	0.45	11	23.1	0.64	0.27	
		B ₂	4.9	1.7	3.5	0.34	10	19.7	0.42	0.21	
		B ₃	5.0	1.3	2.2	0.22	10	16.6	0.31	0.13	

*印は、サンプル重: H₂O重 = 1:5

2. 試験研究方法

1) 土壌溶液の採取と溶存成分の分析方法

ヒノキ人工林試験地では、P 1、P 2、P 3の各プロットにおいて、A層土壌中に有光(1973)のテンションフリーライシメーターを5個ずつ埋設し、10Lポリタンクに捕集した重力水を毎月1回採取した。P 3ではB層土壌中にもテンションフリーライシメーターを5個

設置し、A層重力水と同様に採取した。なお、試料水の採取は、P1が1974年4月から、P2が1975年7月から、P3が1976年8月から、1977年11月までの冬期を除く期間行った。また、1977年4月にP1のA₀層直下5ヶ所に表面積200cm²、高さ5cmのチリトリ型ライシメーターを設置し、A₀層直下を流動する表面流去水を採取した。持ち帰った試水の分析方法は、第1章第3節で示した通りである。

落葉広葉樹天然林試験地では、図2-5に示したように、ビニールチューブで1L吸引ビンと連結した細菌ろ過管L3型（日本陶器製造製）を、P1とP2のA層土壤中（深さ10cm）に3本ずつ埋設し、初期吸引圧を-37cmHg（pF2.7相当）として1～数日間放置する方法で、毛管移動水を採取した。持ち帰った試水の分析方法は、第1章第3節で示した通りである。落葉広葉樹天然林での現地試験は、1981年5月から11月に行った。

2) 林外雨、林内雨、樹幹流の採取と溶存成分の分析方法

ヒノキ人工林試験地では、林外雨は、斜面上部のP1と斜面下部のP3の林外に塩ビ製のロート型集水器を設置して捕集した。林内雨は、各プロット内に林外雨と同じ集水器を2個ずつ設置して捕集した。樹幹流は、P3で平均的な大きさのヒノキ立木2本の胸高付近に、肉厚のゴムチューブを縦に裂いたものを螺旋状に巻き付けて捕集した。林外雨、林内雨、樹幹流ともに20Lポリタンクで捕集し、土壤溶液と同様に一部を採取した。試料水の分析方法は、土壤溶液と同じである。

落葉広葉樹天然林試験地では、林外雨、林内雨、樹幹流の計測と採取は行わなかった。

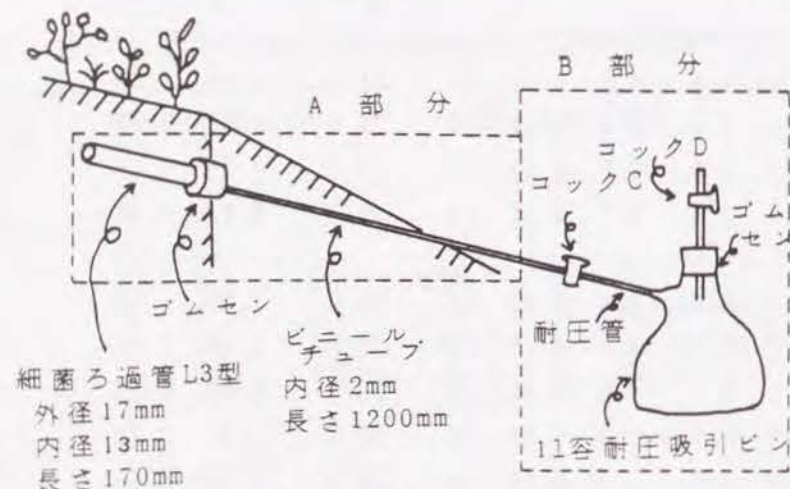


図2-5 毛管移動水の吸引採取方法（落葉広葉樹天然林試験地）

3) 土壌の無機態Nの分析方法

各プロットに1m×1mの区画を3ヶ所設置し、各区画の下部から掘り進める方式でA₀層直下のA層土壌を採取した。試料の採取は、ヒノキ人工林試験地では1976年6月から1977年12月まで、凍結時を除いて毎月1回、落葉広葉樹天然林試験地では1981年5月から11月の間、毎月1～数回採取した。採取した土壌の分析方法は、第1章第3節で示した通りである。

4) 土壌の断面調査方法と理化学的特性の分析方法

土壌断面調査並びに物理・化学性の分析方法は、第1章第3節で示した通りである。

5) 土壌のN無機化能の定量方法

1982年8月13日にヒノキ人工林試験地において、斜面上部のP1と斜面下部のP3で、土壌構造を壊さないように1L採土円筒（面積100cm²、高さ10cm）を用いてA層土壌を6ヶ所で採取した。採土円筒を用いて構造を破壊しないように採取した土壌は、上蓋を緩く開けてそのままの状態に培養を行った。なお、土壌採取の3日前に約30mmの降雨があり、その後数mmの降雨があったため、採取時並びに培養中の水分量は、ほぼ圃場容水量に近い状態と考えられる。培養温度は20℃と25℃で、培養中は数日おきに重量を測定して、蒸発した水分を補給した。培養開始時、培養15、30、49日目に上記の土壌の無機態Nと同じ抽出方法、分析方法でNH₄⁺-NとNO₃⁻-Nを定量した。また、pH測定とともに10%KCl溶液抽出と同じ条件でH₂O抽出を行い、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、Org.-Nの他、K、Ca、Mgを定量した。

6) 土壌水分張力の経時変動の計測方法

落葉広葉樹天然林試験地では、吉岡式自記テンションメーター（吉岡1975）を用いて、土壌水分張力を計測した。感体部分のセラミックユニットは、P1とP2のA層土壌（深さ10cm）に3個、B層土壌（深さ30cm）に2個ずつ埋設した。

7) 林床植生の無機態Nおよび主要物質含有率の分析方法

ヒノキ人工林試験地と落葉広葉樹天然林試験地において、それぞれのプロットで優占する数種を毎月1回、1種当たり10個体を目安に採取した。採取した植物は、現地で葉、茎、地下部などに切断して採取後の体内物質の転流を防ぎ、アイスボックスに入れて持ち帰った。各部位の数と重量を測定後、70℃熱風乾燥し、重量測定後粉碎して1mmの篩を通過した部分を分析試料とした。NH₄⁺-NとNO₃⁻-Nは、2%酢酸抽出後コンウェイ微量拡散法（ヒノキ人工林試験地の場合）、または10%KCl溶液抽出後土壌と同様に通気蒸留法（落葉広葉樹天然林試験地の場合）で定量を行った。全Nは、ケルダール法によって定量した。

第3節 結果と考察

1. 斜面位置とA層土壌の無機態N含有率との関係

図2-6にヒノキ人工林試験地におけるA層土壌のNH₄⁺-NとNO₃⁻-N含有率の季節変動を示した。NH₄⁺-N含有率は、斜面上部のP1で高い場合が多いが、P2やP3との差は小さい。しかし、1977年9月のように3ヶ所のプロットともに含有率が高まる場合は、P1での高まりが特に著しい。季節変動をみると、1976年は夏期に含有率の高まる傾向がみられたが、1977年は不明瞭であった。NO₃⁻-N含有率は斜面下部のP3が常に高く、P1とP2は非常に低い含有率に終始した。P3の季節変動をみると、1976年は不明瞭であるが、1977年は夏期から秋期に高まる傾向を示した。

図2-7に落葉広葉樹天然林試験地における月降雨量、日平均気温、A層土壌のpF値の変動

を示した。なお、気温は芦生演習林気象月報（京都大学農学部附属芦生演習林1981）から気温通減率を0.6℃/100mとして現地の日平均気温を推定し、降雨量は気象月報の値をそのまま用いた。月降雨量は6月と9月に200mmを超えたが、7～8月は比較的少なかった。日平均気温は、7～8月には20℃以上になったが、25℃を超えることはなかった。また、11月には氷点下になる場合があった。A層土壌のpF値は、斜面上部のP1が斜面下部のP2より0.1～0.4程度高い場合が多く、乾燥度合いの強い傾向が認められた。

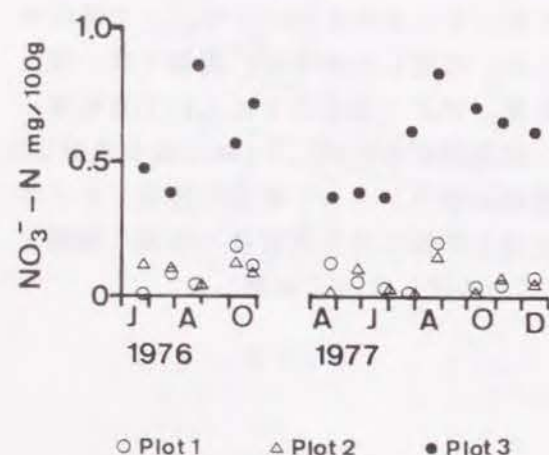
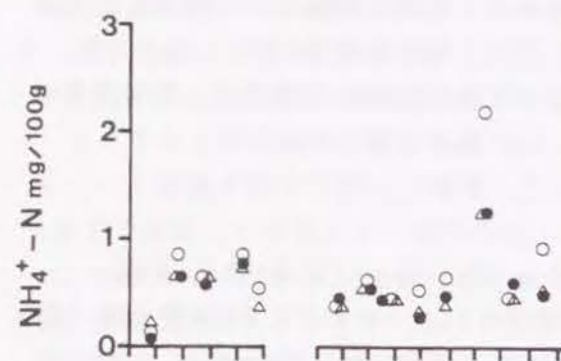


図2-6 ヒノキ人工林試験地におけるA層土壌の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含有率の季節変動

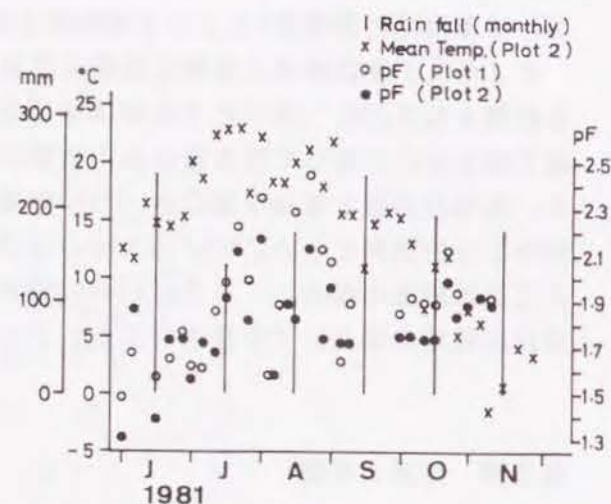


図2-7 落葉広葉樹天然林試験地の月降雨量、日平均気温およびA層土壌のpF値の変動

図2-8に落葉広葉樹天然林試験地におけるA層土壌の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含有率の季節変動を示した。落葉広葉樹天然林では、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は斜面上部のP1で0.8～1.2mg/100g、斜面下部のP2で0.4～0.6mg/100gを示す場合が多かった。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ はP2で高い値を示し、P1は全期間を通じてほぼ0.4mg/100g以下の低い値であった。また、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ を加算したInorg. -N含有率はP2が高い値を示した。

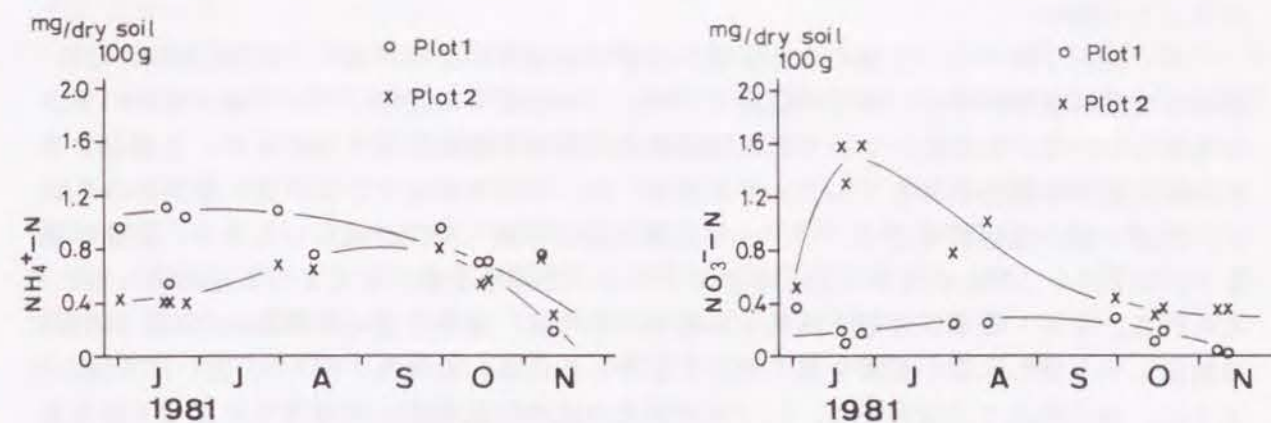


図2-8 A層土壌の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含有率の季節変動
(落葉広葉樹天然林試験地)

落葉広葉樹天然林試験地において、土壌の無機態N含有率の変動と降水量や気温、土壌のpF値および採取時含水率との関係を検討した。その結果、P1、P2ともに $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、および両者を加算したInorg. -N含有率と降水量との間には、強い対応関係が認められなかった。相関係数として±0.7以上、またはそれに近い値を示したのは、P1では $\text{NH}_4^+\text{-N}$ およびInorg. -N含有率と日平均気温および土壌の採取時含水率との間であった。P2では、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ およびInorg. -N含有率と日平均気温およびpF値との間であった。日数の面からは、土壌採取日前の5～7日間の気温やpF値の平均値が最も高い相関を示し、10日間以上では相関が著しく弱くなる傾向を示した。図2-9にInorg. -N含有率と土壌採取前5日間の平均気温との関係、図2-10にInorg. -N含有率と土壌採取前5日間の平均pF値との関係を示した。図2-9、図2-10から、P1、P2ともに、Inorg. -N含有率は気温の上昇にともなって上昇し、pF値の上昇にともなって低下する傾向が認められる。ただし、図2-10でP1は相関係数としては $r=-0.13$ と低い値であるが、飛び離れた2点を棄却すれば非常に高い相関を示す。

以上のように、ヒノキ人工林、落葉広葉樹天然林ともに、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含有率は斜面上部で高い値を示す場合が多く、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ は常に斜面下部で高い値を示す傾向が認められた。また、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ を加算したInorg. -N含有率は、夏または秋期に高まる傾向を示した。なお、両試験地での $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含有率は、ほぼ同じレベルで、大きな差は認められなかった。斜面位置と土壌の無機態Nとの関係について、徳地ら（1995）は、40年生スギ林土壌の無機態Nは、斜面上部では90%以上が $\text{NH}_4^+\text{-N}$ であり、逆に斜面下部ではほとんどが $\text{NO}_3^-\text{-N}$ であるとしている。同様の傾向は、東北地方で佐々木ら（1974）が、中部地方で吉田ら（1979）が、関西地方で吉田ら（1993）が認めており、日本の森林土壌では普遍的な傾向と考えられる。この点に関して、吉田ら（1979）、吉田ら（1980）は、硝酸化成はB_B型のような乾性型土壌ではほとんど認められず、適潤性のB_D型土壌で増加すること、硝酸化成菌はpH4.

0以上の土壌に存在するとしている。このことは、斜面上部では土壌が乾燥しやすいため、有機物の分解が悪く、厚く堆積した有機物層から生成される有機酸によって土壌が酸性化し、硝酸化成菌の菌数や活性が低く抑えられる結果、硝酸化成が進行しにくいことを示唆している。しかし、ヒノキ人工林試験地、落葉広葉樹天然林試験地ともに、0.2~0.3mg/100g程度の NO_3^- -Nが検出されており、斜面上部の乾性型土壌で硝酸化成が全く進行しないということではない。

一方、斜面下部では、土壌の水分環境が良好で有機物の分解が速く、C/N比も低いため、硝酸化成菌の菌数が多く、活性も旺盛で、 NH_4^+ -Nから速やかに NO_3^- -Nが生成されていることを示している。ただし、ヒノキ人工林試験地の斜面中腹に位置するP2は、土壌はP3と同様に適潤性褐色森林土(B₀型)であるが、 NO_3^- -N含有率はP3より低い傾向がみられた。斜面中腹の急傾斜地では、リターや表層土壌の移動・流亡が激しいことや、斜面下部よりpHが低く、C/N比が大きいことなどが、 NO_3^- -N含有率を低く抑えている原因の一つと考えられる。また、落葉広葉樹天然林での結果のように、森林土壌の無機態Nは気温(厳密には地温)や土壌の乾湿の影響を強く受けて変動している。しかも、図2-9、図2-10で示したように、ある時点での含有率は、5~7日間程度の比較的短期間の環境変化によって規制されていると考えられる。

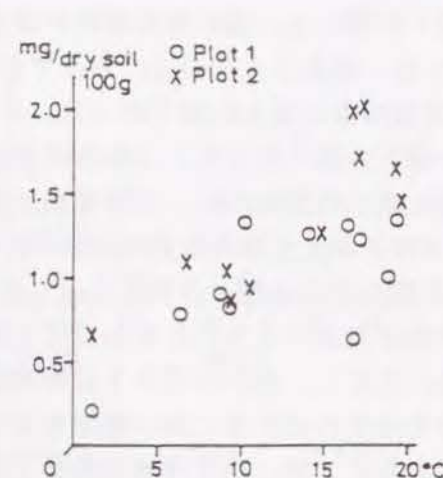


図2-9 Inorg. -N含有率と土壌採取前5日間の平均気温との関係
(落葉広葉樹天然林試験地)

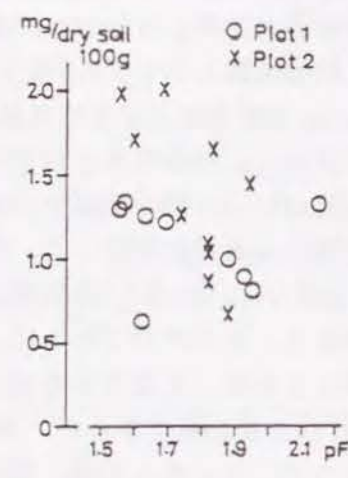


図2-10 Inorg. -N含有率と土壌採取前5日間の平均pF値との関係
(落葉広葉樹天然林試験地)

2. 表層土壌のN無機化能

ヒノキ人工林試験地では、土壌の無機態N含有率が斜面位置によって異なる傾向が認められた。こうした違いが、それぞれの土壌の無機化能の違いに基づくか否かを明らかにする

ため、P1とP3の表層土壌の培養によってN無機化能の比較を行った。土壌は、できる限り現地の状態を維持するように採土円筒を用いて採取し、そのままの状態で行った。

図2-11に採土円筒を用いて構造を破壊せずに採取した土壌の培養結果を示した。培養温度は20℃と25℃であるが、P1では49日間の培養中に25℃でも NO_3^- -Nの生成量は非常にわずかであった。一方、P3では、 NO_3^- -N生成が急激に進行し、 NH_4^+ -N含有率はほとんど変化しなかった。

次に、図2-12に土壌のpHと H_2O 抽出による NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、Org. -N含有率の変化を示した。 H_2O で抽出される水溶性物質は、降雨があった場合、土壌水とともに移動・流亡する可能性がある。P1では NH_4^+ -N生成量の増加とともにpHは上昇したが、 NO_3^- -NとOrg. -N含有率はほとんど変化がみられなかった。一方、P3では、 NO_3^- -N含有率の急激な上昇にともなってpHが低下したが、Org. -Nと NH_4^+ -N含有率にはほとんど変化がみられなかった。P3の NO_3^- -N含有率は、図2-11で示したKCl溶液抽出の場合とほぼ同じ値であった。このことは、多量の降雨があった場合、P3のように硝酸化成の盛んな土壌では、生成した NO_3^- -Nの多くの部分が、重力水とともに移動・流亡する可能性のあることを示している。

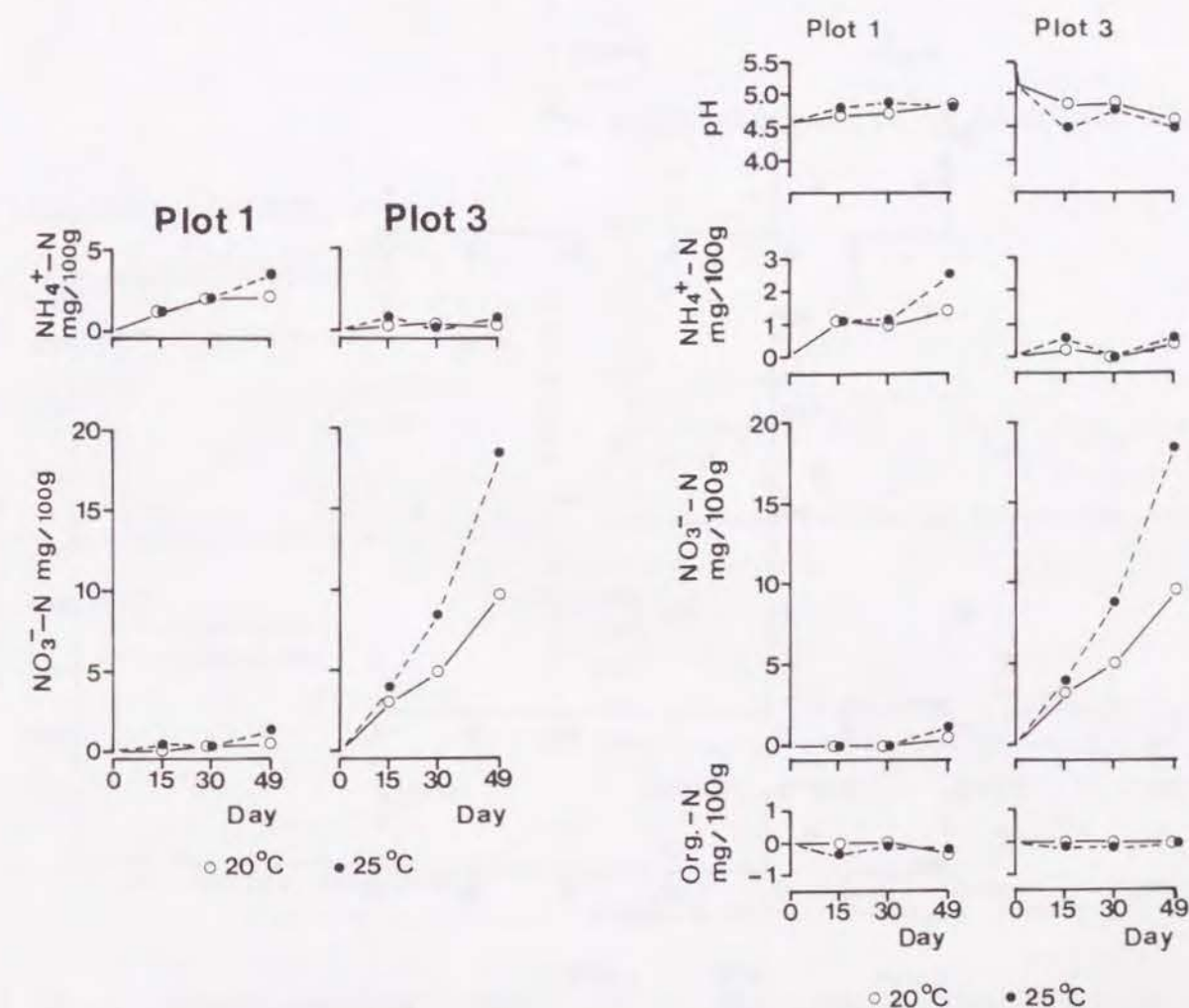


図2-11 不攪乱のA層土壌のN無機化能 図2-12 不攪乱のA層土壌のpHと H_2O 抽出による NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、Org. -N含有率の変化
(10%KCl溶液抽出)

図2-13に同じく H_2O 抽出による NO_3^- -N含有率とミネラル類の含有率との関係を示した。K含有率は NO_3^- -N含有率と明瞭な対応関係はみられなかった。しかし、P 1、P 3ともにCaとMg含有率は、 NO_3^- -N含有率との間に強い正の相関が認められた。特に、 NO_3^- -N含有率の高いP 3では、温度に係わらず NO_3^- -N含有率の上昇にともなう、CaとMg含有率がほぼ直線的に高まった。これは、 NH_4^+ -Nから NO_3^- -Nが生成される過程で放出される H^+ が土壌に吸着され、逆に Ca^{2+} や Mg^{2+} が放出されるためである。同様の傾向は、有光(1982)が重力水で、大類ら(1993)、川添ら(1986b)が毛管移動水で認めており、土壌水分の移動にともなう NO_3^- -Nと電気的バランスを取るためにCaやMgも移動することを示唆している。

以上のことから、現地の土壌で認められた斜面位置による土壌の無機態N動態の違いは、基本的にはそれぞれの土壌におけるNの無機化特性を反映している。また、KCl溶液抽出と H_2O 抽出による比較から、生成された NO_3^- -Nは降雨にともなう重力水の移動にともなう、その多くの部分が流亡する可能性のあることを示している。堤(1987)は、森林土壌の無機態N含有率が低いのは、植物による吸収の影響が強いとしている。しかし、 NO_3^- -Nに関しては、土壌水分の移動にともなう流亡もかなりの部分を占めている。

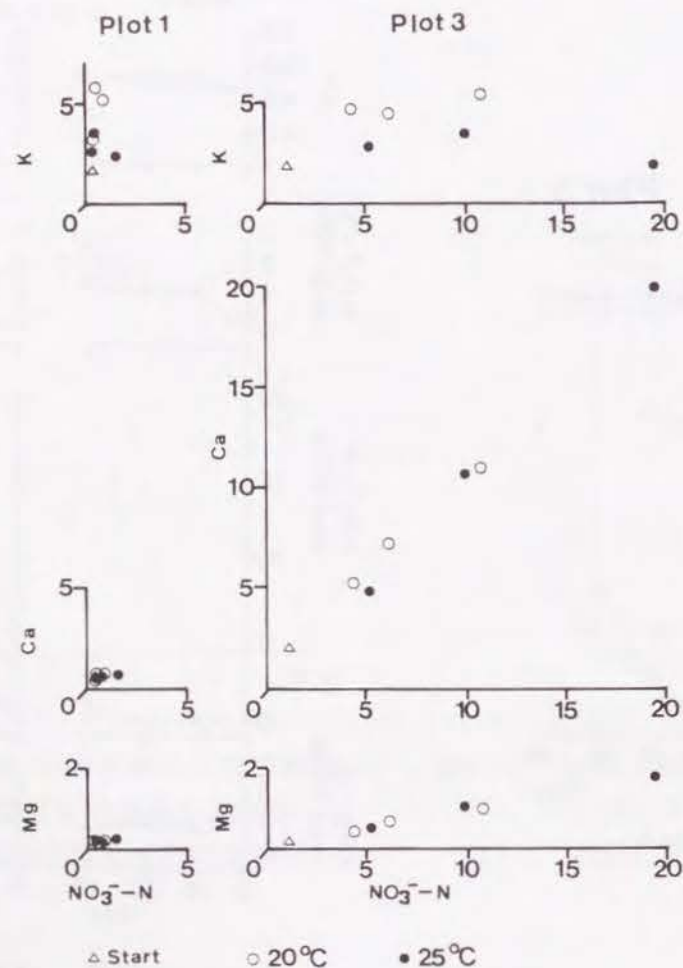


図2-13 不攪乱土壌の H_2O 抽出による NO_3^- -NとK、Ca、Mg含有率との関係
(縦軸、横軸ともに単位はmg/100g)

3. 重力水に溶存する無機態Nと主要成分濃度の季節変動

図2-14にヒノキ人工林試験地における月降雨量と重力水量との関係、図2-15に重力水に溶存する NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、Org.-N濃度の季節変動を示した。重力水量は、A層土壌では斜面上部のP 1が最も少なく、P 2とP 3はほぼ同じでP 1の約4倍の採取量であった。P 1で重力水量の捕捉量が少ないのは、粗孔隙量は比較的多いもののHA層やA層に菌糸が含まれ、透水性が悪いためと考えられる。P 3のA層とB層を比較すると、粗孔隙の少ないB層がA層の約半分の量であった。有光(1982)は、テンションフリーライシメーターで捕捉される土壌水は、粗孔隙から最小容気量を差し引いた非毛管孔隙(pF0~1.8相当)を移動する重力水であるとしている。P 3のA層とB層の孔隙組成から、B層はA層より粗孔隙量も非毛管孔隙も少なく、この違いが採取水量の違いとして反映している。

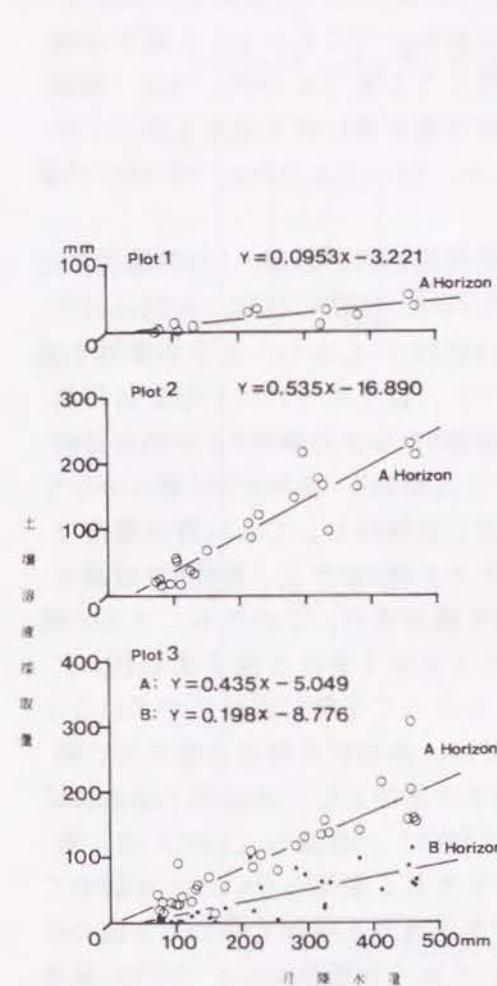


図2-14 月降雨量と重力水量との関係

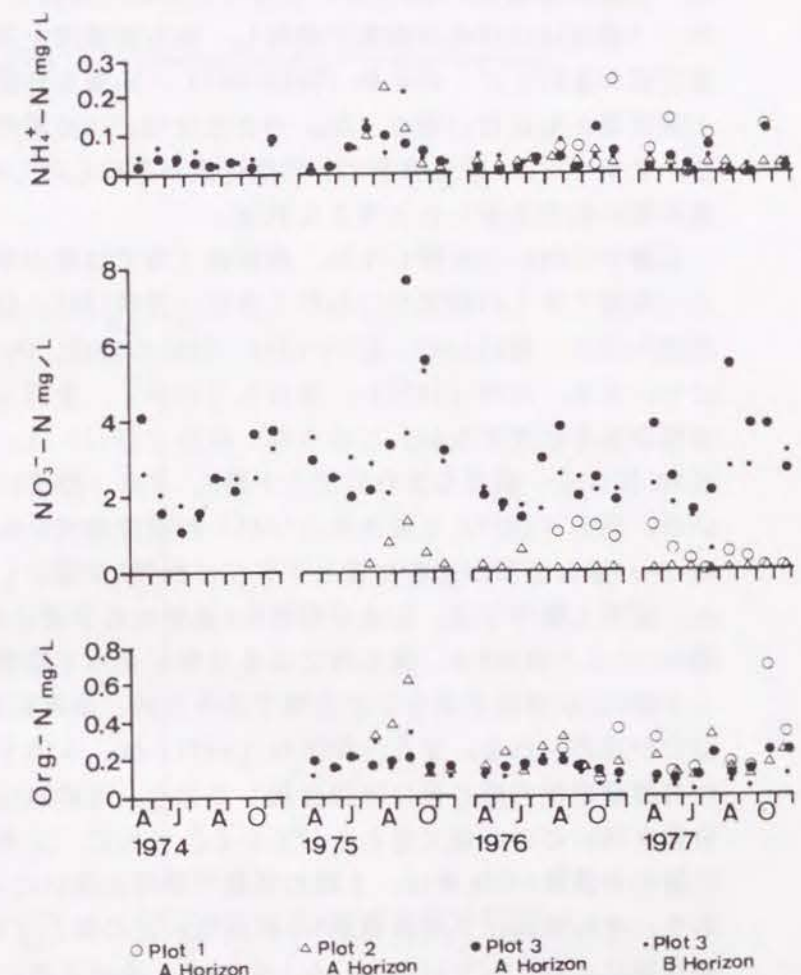


図2-15 重力水の NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、Org.-N濃度の季節変動

重力水としての土壌溶液に溶存する $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は、多くの場合 0.1mg/L 以下であるが、P 1ではP 2やP 3より高濃度を示す頻度が高かった。季節変動をみると、1975年は夏期に高まる傾向を示したが、他の年は不明瞭であった。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は、明らかにP 3が高く、しかもP 3のB層でもP 1やP 2のA層より高濃度であった。P 2は、1975年には8~10月に高まる傾向を示したが、1976年と1977年にはほぼ痕跡程度の濃度で推移した。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の高いP 3では、4月から6月にかけて濃度が低下し、7月以降に濃度の上昇する傾向がみられた。Org. -N濃度は、季節変動は不明瞭であるが、P 1やP 2がP 3より高い濃度を示す場合が多かった。重力水としての土壌溶液についても、土壌の場合と同様に $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は斜面下部が上部より高く、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は斜面上部で高い濃度を示した。さらに、斜面上部ではOrg. -N濃度も高い傾向を示すことから、未分解の有機態、または無機化の第1段階としての $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の割合が高いことを示している。

図2-16にP 1のA₀層直下を流動する表面流去水の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、Org. -NおよびK、Ca、Mg濃度と捕捉水量を乗じて求めた溶存量の季節変動を示した。ここで示した表面流去水とは、A₀層を通過し、A層土壌に浸透する直前に捕捉した重力水である。表面流去水の場合、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度はほぼ痕跡程度で推移し、最も高濃度を示すのはOrg. -Nであった。A₀層では硝酸化成が進行しにくいため（河田1977）、A₀層を移動・流下する重力水の $\text{NO}_3^-\text{-N}$ は、濃度・溶存量ともに低い値で、Org. -Nまたは $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の濃度や溶存量が高い値を示すと考えられる。P 1では、A層土壌中でも硝酸化成が進行しにくいため、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ よりOrg. -Nや $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度が高い傾向を示したと考えられる。

土壌中のOrg. -Nに関しては、農耕地土壌では地力や施用有機肥料の分解、Nの無機化などとの関連で多くの研究が行われてきた（井碓1968、弘法ら1969、弘法ら1970、和田ら1971、津高ら1981、樋口1983、井ノ子1981、和田ら1983、内山ら1983）。しかし、日本の森林土壌については、河田（1977）、金沢ら（1976）、金沢（1979）、佐々木（1985）などの研究事例があるにすぎない。このうち、河田（1977）は、有機態Nを加水分解性Nと非加水分解性Nに区分し、前者をさらにアミド態N、アミノ糖態N、アミノ酸態N、未同定Nに細区分している。河田（1977）と佐々木（1985）の研究事例から共通した傾向として、A₀層の場合はL→F→H層と分解が進むに従ってアミノ酸態Nが減少し、アミド態Nとアミノ糖態Nが増加する。鉾質土層中では、加水分解性Nは表層から下層にかけて減少する。このうち、アミノ酸態Nとアミノ糖態Nは、微生物による分解によって消費されるため下層ほど減少するが、アミド態Nは水溶性の低分子化合物であるため、水移動にともなって下層に集積しやすいことなどが認められる。また、和田ら（1971）は、水田土壌では、水溶性有機成分量が易分解性有機窒素化合物の量にほぼ比例しており、可給態N量を示す指標として水溶性土壌有機成分量を用いることができるとしている。さらに、三木ら（1969）、津高ら（1981）は、各形態の有機態Nの比率は、土壌の種類や管理の違いによって大きく変化しないことを認めており、その原因は土壌有機態Nの組成を一定に保とうとする土壌や土壌微生物のある種の緩衝作用によるとしている。しかしながら、森林土壌については、水溶性のOrg. -NやKCl溶液などで抽出されるOrg. -Nの形態については、研究事例が少なく、濃度変動や無機態Nとの関係は未解明な状態と考えられる。

本論文で示したOrg. -Nは、上記のような各形態のOrg. -Nやバクテリアなど微生物の遺体の一部などが、表面流去水や土壌溶液とともに採取されたり、 H_2O やKCl溶液で抽出されて

定量されたと考えられる。Org. -Nは、Stevens and Wannop（1987）が指摘するように、森林生態系におけるNの移動・循環を解析する上で大きな役割を担っている。

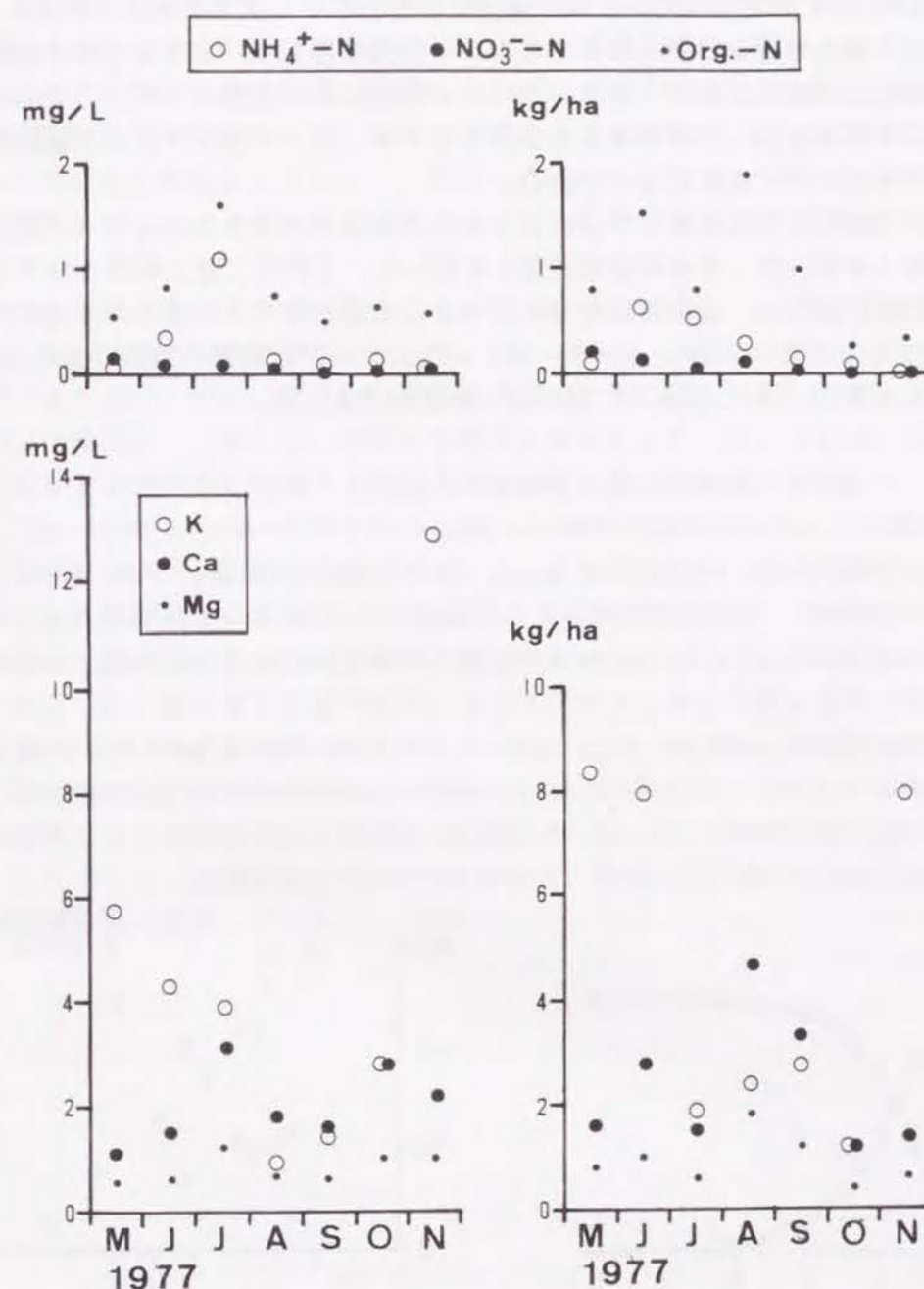


図2-16 表面流去水の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、Org. -NおよびK、Ca、Mg濃度（左図）と溶存量（右図）の季節変動（ヒノキ人工林試験地、P 1）

4. 毛管移動水に溶存する無機態N濃度の季節変動

落葉広葉樹天然林においては、吸引法で土壌溶液を採取した。セラミックスのポーラスカップを用いた土壌溶液の吸引採取については、多くの研究事例があり（第1章第1節参照）、手法自体の有用性や問題点もほぼ明らかになっている（木方ら1987、渡部ら1988、Grossmann and Udluft, 1991）。吸引法では、土壌がpF2.5以上に乾燥すると事実上土壌溶液を採取できない、粗大な孔隙を速やかに移動するバイパス流や重力水を採取できない、減圧を行うためCO₂分圧が変わりpHが正確に測定できないなどの欠点をもっている。さらに、吸引法のみでは土壌水分量を把握できないため、単位面積当たり、または土壌の単位体積当たりの溶存物質量の解析が困難である。しかし、装置自体が安価で、ポーラスカップの設置が比較的容易である上、土壌の攪乱も少なくすみ、同一の地点や深さで継続的に土壌溶液を採取できるなどの利点をもっている。

本論文では、一般的に用いられるテンションメーター用のポーラスカップ（大起理化製）より大型の細菌ろ過管L3型（日本陶器製造製）を用いた。これは、強く乾燥しやすく、不均一性の高い表層土壌でも、溶存物質の分析に十分な水量を得やすいと考えたためである。また、X線解析によってテンションメーター用ポーラスカップと細菌ろ過管L3型の成分分析を行ったところ、表2-9に示したようにほぼ同一の素材であった。

表2-9 ポーラスカップの成分組成割合（%）

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	Mn ₃ O ₄	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	P ₂ O ₅	Cr ₂ O ₃	NiO
テンション メーター用	20.93	76.42	0.53	0.25	0.00	0.10	0.11	0.88	0.00	0.01	0.00	0.00
細菌ろ過管	20.80	75.43	0.53	0.25	0.00	0.08	0.10	0.87	0.00	0.01	0.00	0.00

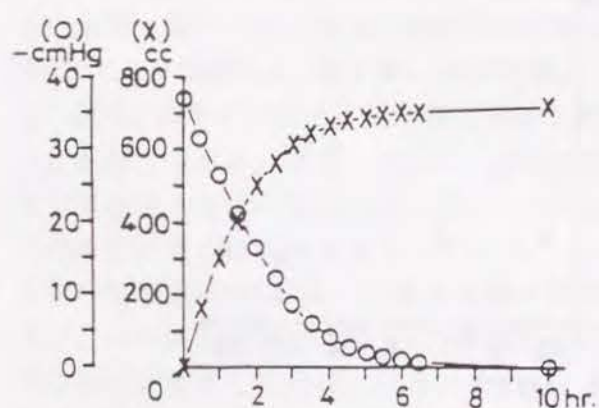


図2-17 吸引採取量と装置内減圧度の変化
（細菌ろ過管を水中に静置した場合）

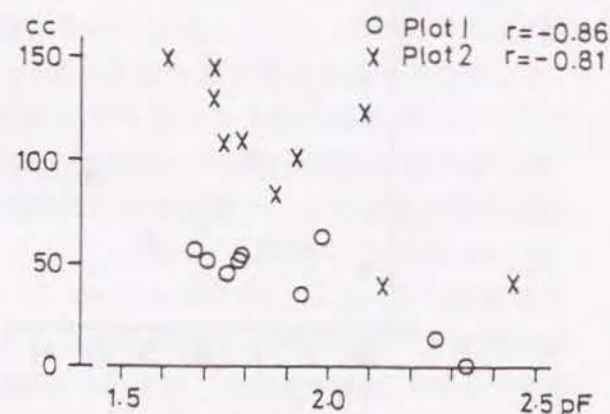


図2-18 吸引採取量と吸引中の土壌の
最高pF値との関係

なお、図2-5で示した吸引採取装置を用いて室内実験で吸引能力を調べた結果、細菌ろ過管が乾燥し、通気のみられる状態では、-37cmHg（pF2.7相当）の減圧度が約5分で大気圧と等しくなった。細菌ろ過管を水中に静置した場合は、図2-17に示したように、-37cmHgの減圧度が約10時間後に大気圧と等しくなり、この間に720mlの水を吸引した。

図2-18に落葉広葉樹天然林試験地において、吸引法で採取した毛管移動水量と吸引中の土壌のpF値との関係を示した。吸引採取量は、斜面上部のP1より斜面下部のP2で多い。また、吸引採取量は、P1、P2ともに吸引中の土壌の最高pF値と最も相関が高く、pF値の上昇にともなって吸引採取量が減少した。これは、土壌のpF値が上昇すると、吸引装置内の減圧度との差が小さくなることが大きな原因と考えられる。しかし、吸引中のpF値の最高値が同程度でも、P1とP2では採取量に違いがみられ、単に装置内外の圧力差のみによって採取量が異なるのではなく、層位の構成やその厚さ、土壌の孔隙組成や水移動特性、ポーラスカップと土壌の密着度の違いなども影響を与えている可能性がある。

図2-19に落葉広葉樹天然林試験地において、吸引法で採取したA層毛管移動水のNH₄⁺-N、NO₃⁻-N、Org. -N濃度の季節変動を示した。Org. -NとNH₄⁺-N濃度は斜面上部のP1が斜面下部のP2より高く、NO₃⁻-N濃度は逆に斜面下部のP2が高かった。変動傾向をみると、P2のNO₃⁻-N濃度は7～8月に高い明瞭な季節変動を示したが、Org. -NとNH₄⁺-N濃度はP1、P2ともに季節変動が不明瞭で、数日ないし10数日間の変動幅が大きかった。6月中・下旬と7月下旬～8月中旬には、それぞれ3回連続して吸引採取を行った。この間にOrg. -N濃度は一定の傾向を示さず、NH₄⁺-N濃度はP1、P2ともに低下し、NO₃⁻-N濃度はP2で上昇した。こうした短期間での変動は、Nの形態による移動の難易度や、連続吸引によって細菌ろ過管周辺の土壌水分の分布や溶存物質の濃度勾配が変化したことが原因と考えられる。

以上のように、重力水と毛管移動水、またヒノキ人工林と落葉広葉樹天然林に係わらず、土壌溶液のNO₃⁻-N濃度は斜面下部で明らかに高く、NH₄⁺-NやOrg. -N濃度は斜面上部で高い傾向が認められた。同様の傾向は、川添ら（1986）、川添ら（1987）も認めている。同時に斜面位置による現地土壌の無機態Nの変動傾向の違いや、N無機化能の違いとも一致している。したがって、土壌溶液の無機態Nの動態は、斜面上の位置や土壌型の違いなどに基づく立地環境を強く反映している。

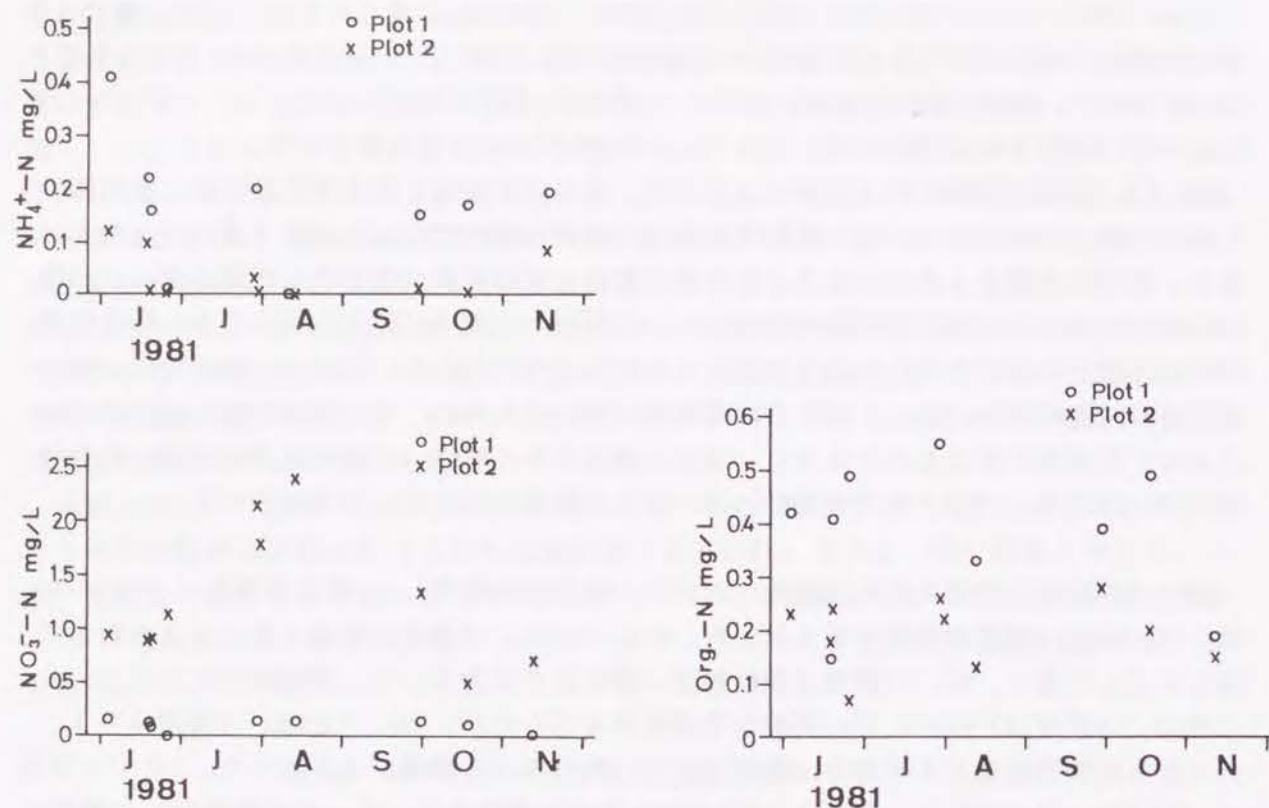


図2-19 A層毛管移動水の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、Org.-N濃度の季節変動
(落葉広葉樹天然林)

5. 土壌溶液の無機態Nと他の主要物質濃度との関係

図2-20にヒノキ人工林試験地の重力水に溶存するK、Ca、Mg濃度の季節変動を示した。重力水のK濃度は、1975年にP2で高い値を示したが、その他の年はプロット間の差が小さく、ほぼ0.5~2.0mg/L程度であった。P3では、A層よりB層土壌溶液で高い濃度を示す場合が多かった。Ca濃度は、P3がA層、B層ともに高く、以下P1、P2の順に低下した。Mg濃度は、P1が最も高く、以下P3、P2の順で変動した。

これらのミネラル類の濃度が、無機態Nの濃度とどのような関係を示すかについて検討を行った結果、 NH_4^+ 濃度との間には明かな対応関係は認められなかった。 NO_3^- 濃度とは、P1、P2、P3 (A層、B層ともに) の Ca^{2+} 濃度との間に、いずれも $r=0.70$ 以上の正の相関が認められた。また、 NO_3^- と Mg^{2+} との間にも、P1で $r=0.69$ 、P2で $r=0.80$ 、P3のA層で $r=0.70$ 、B層で $r=0.56$ の正の相関が認められた。しかし、 NO_3^- と K^+ との間には、P2で $r=0.89$ の相関が認められた他は、強い対応関係が認められなかった。また、P1の表面流去水では、 NO_3^- とミネラル類の濃度との間には対応関係が認められなかった。

前述のように、土壌溶液の無機態Nとミネラル類の濃度との関係については、有光(1982)、大類ら(1993)が NO_3^- と Ca^{2+} との間に強い正の相関がみられることを報告している。また、培養した土壌の H_2O 抽出液でも同様の傾向が認められることから、表層土壌の土壌溶液に溶存するCaやMgの濃度は、 NO_3^- -N濃度の変動に強く規制されていると考えられる。

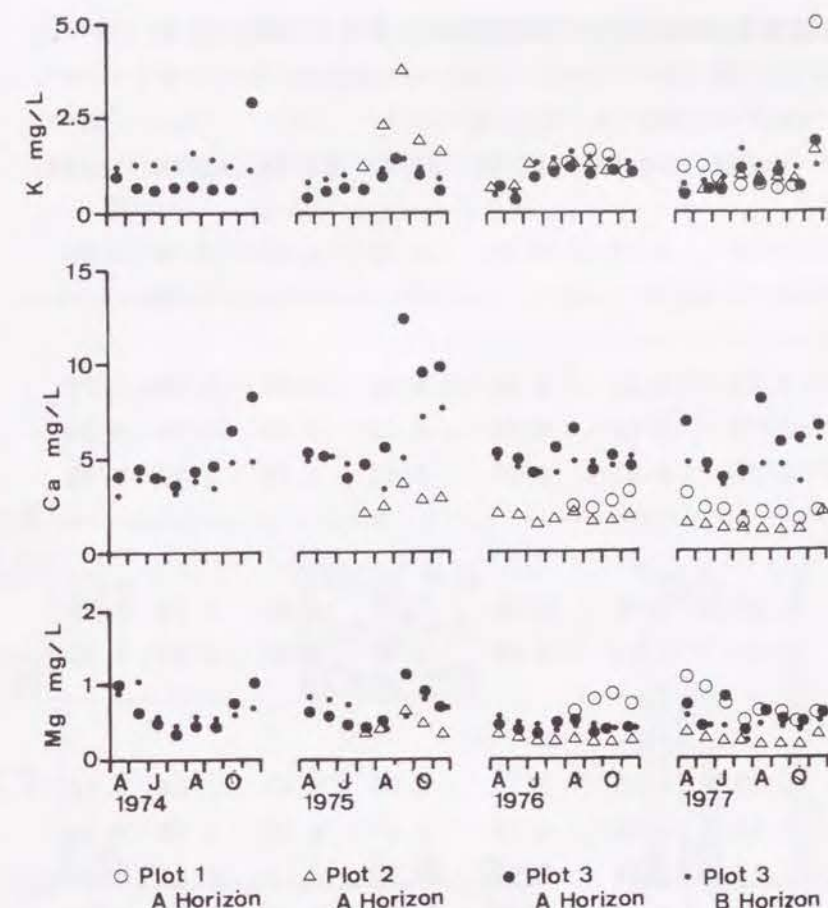


図2-20 重力水のK、Ca、Mg濃度の変動(ヒノキ人工林試験地)

6. 土壌溶液の無機態Nおよび主要物質の溶存量

表2-10にヒノキ人工林試験地における溶存物質質量を示した。ただし、各プロットの試験開始時期がずれているため、全てのプロットの値が比較できた1977年4~11月について示した。林外雨によって、無機態Nが3.6kg/ha、Org.-Nが3.3kg/ha、全Nとして6.9kg/haが林冠に到達している。林内雨では、P1の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ がP2やP3より少ないため、全NとしてP1で3.2kg/ha、P2で7.3kg/ha、P3で6.9kg/ha程度の値である。

P1では、表面流去水量は林外雨量の約50%あるが、A層重力水量は林外雨量の7.8%にとどまった。また、P1の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ およびOrg.-N濃度はP3より高い値であったが、採取水量が少ないため溶存量はP2、P3より少なかった。P2のA層重力水は、濃度は低かったが採取水量が最も多かったため、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ やOrg.-N溶存量はP1より高い値を示した。P3では、A層、B層ともに $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の溶存量が他に比べて著しく多く、濃度の高さを反映している。一方、ミネラル類は、P1の林内雨と表面流去水のK溶存量が他に比べて著しく多く、植生やA層からの溶出が多いことが考えられる。CaはP1の表面流去水やP3のA層およびB層重力水で、MgはP1の表面流去水とP3のA層重力水で溶存量が多かった。P1の堆積有機物からは、Kとともに高濃度のCaやMgの溶出が考えられる。また、P3の土壌溶液では、高濃度の $\text{NO}_3^-\text{-N}$ とバランスを取るように、イオン交換によってCaが溶出している。

表2-10 ヒノキ人工林試験地における溶存物質量の比較 (1977年4月～11月)

プロットNo. 項目	採取水量 (mm)	NH ₄ ⁺ -N kg/ha	NO ₃ ⁻ -N kg/ha	Org. -N kg/ha	T-N kg/ha	K kg/ha	Ca kg/ha	Mg kg/ha
林外雨	1804	1.32	2.27	3.28	6.87	1.90	4.04	0.98
P 1								
林内雨	1398	0.14	0.42	2.66	3.22	31.88	6.80	3.72
表面流去水	951	1.74	0.56	6.62	8.92	32.75	16.50	6.53
A層重力水	140	0.05	0.61	0.27	0.93	1.70	2.99	1.02
P 2								
林内雨	1389	1.60	3.55	2.15	7.30	10.41	6.92	1.63
A層重力水	715	0.16	0.17	1.09	1.42	6.18	8.82	1.66
P 3								
林内雨	1274	0.99	3.53	2.33	6.85	9.43	7.34	1.56
樹幹流	86	0.18	0.50	0.19	0.87	0.51	0.59	0.13
A層重力水	688	0.16	22.85	0.97	23.98	6.12	39.42	4.33
B層重力水	372	0.06	8.62	0.25	8.93	3.81	16.02	1.74

表2-11に落葉広葉樹天然林試験地における毛管移動水のN溶存量を示した。ポーラスカップを用いた吸引法で土壤溶液を採取した場合は、採取水量を単位面積当たり、または土壤の単位体積当たりの水分量として換算できない。そのため、ここでは吸引装置1基当たりの平均採取量として比較を行った。毛管移動水の吸引採取量は、斜面下部のP2が斜面上部のP1より2.6倍多く、土壤の乾湿状態の違いを反映している。NH₄⁺-NとOrg. -N溶存量は、両プロットで大きな違いはみられないが、NO₃⁻-NはP2がP1に比べて著しく多く、高濃度と採取水量の多さを反映している。また、吸引採取は1～数日間にわたっており、季節的な溶存量の変化を比較するため、図2-21に吸引1日当たりの溶存窒素量を示した。季節的にみると、梅雨時や秋期の比較的降水量が多く、土壤の湿潤な時期に溶存量が多い。しかし、P1とP2の差は、ほとんどNO₃⁻-Nの溶存量の違いといえる。

以上のことから、土壤溶液に溶存するN量は、NH₄⁺-NとOrg. -Nはばらつきはあるがプロット間の差が比較的小さく、溶存量も少ない。最も違いが大きいのはNO₃⁻-Nであり、ヒノキ人工林、落葉広葉樹天然林を問わず、また、重力水と毛管移動水を問わず、斜面下部で大きな値を示すことが明かであった。斜面下部は斜面上部に比べて硝酸化成が盛んで、土壤のNO₃⁻-N含有率が高い。これに加えて土壤水分量も多いため、重力水においても、毛管移動水においても、溶存するNO₃⁻-N濃度が高く保たれていることを示している。

表2-11 落葉広葉樹天然林試験地における毛管移動水のN溶存量
(吸引装置1基当たり、10回、延べ37日間の吸引採取による)

プロットNo. 層位	採取水量 (ml)	NH ₄ ⁺ -N mg	NO ₃ ⁻ -N mg	Org. -N mg	T-N mg
P 1 A層	1164	0.16	0.08	0.44	0.68
P 2 A層	3040	0.08	3.91	0.54	4.53

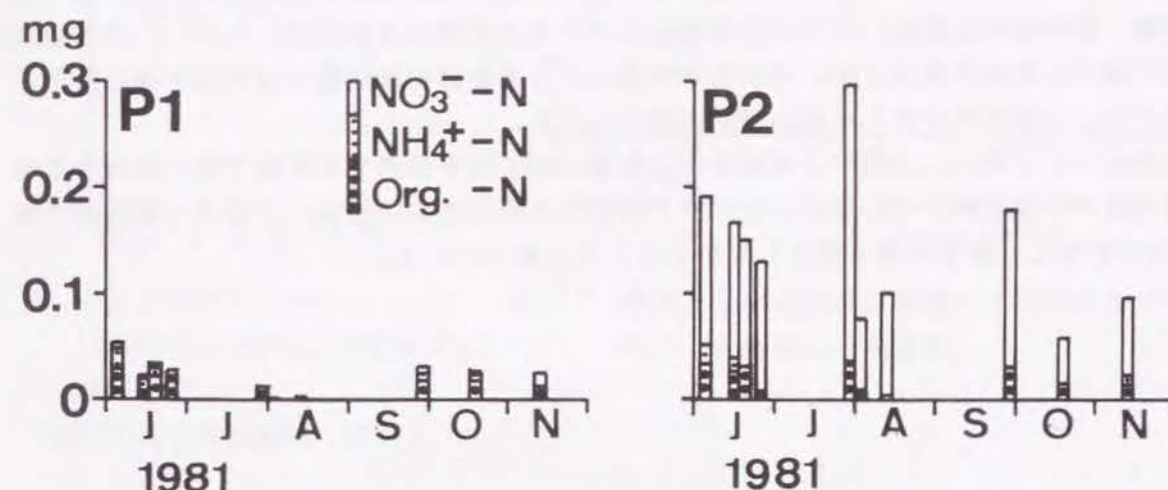


図2-21 吸引1日当たりのN溶存量の変化

7. 土壌および土壌溶液の無機態Nと林床植生との関係

林床植生には、尾根部や沢沿いなど限られた狭い分布範囲をもつ種や、斜面上に広く分布する種が認められる。また、植物の吸収するNは、NH₄⁺-NとNO₃⁻-Nであるため、その分布や生育と土壌の無機態Nとは密接な関係があると考えられる。ヒノキ人工林試験地および落葉広葉樹天然林試験地では、それぞれのプロットで優占する林床植生について、無機態Nや全Nの含有率の変動を調べ、土壌や土壌溶液の無機態N動態との関係について検討を行った。

図2-22にヒノキ人工林斜面に広く分布するオクモミジハグマ (*Ainsliaea acerifolia* var. *subapoda*)、図2-23にP3に優占するモミジガサ (*Cacalia delphyinifolia*) のNO₃⁻-N含有率の変動を示した。分布範囲の広いオクモミジハグマは、斜面下部に分布する個体群ほどNO₃⁻-N含有率が高く、1個体当たりの乾重も大きな値を示した。図示していないが、分布範囲の狭い種のうちP1のクロヒナスゲ (*Carex gifuensis*) は、NO₃⁻-N含有率が4mg/100g以下と低く、同時に全N含有率も低い値であった。これに対して、P3に優占するモミジガサは、5月に茎部で850mg/100gに達するNO₃⁻-N含有率を示した。P3ではハウチャクソウ (*Disporum sessile*) も200mg/100gを超える含有率を示す場合があった。

図2-24に落葉広葉樹天然林斜面における、斜面上部のP1に優占するホツツジ (*Tripe-*

taleia paniculata) とイワウチワ (*Shortia uniflora*)、斜面下部に優占するヤマアジサイ (*Hydrangea macrophylla* subsp. *serrata* var. *acuminata*) とリョウメンシダ (*Rumohra Standishii*) の葉または地上部の NO_3^- -N 含有率の変動を示した。落葉広葉樹天然林斜面においても、斜面下部に優占する種は NO_3^- -N 含有率が高く、斜面上部に優占する種ではほとんど NO_3^- -N を検出できなかった。

NH_4^+ -N は植物体内に遊離な形で多量に存在すると毒性を呈するため、吸収後速やかにアミノ態などの他の形態に変化する。一方、 NO_3^- -N は、多量に集積しても毒性は知られておらず、必要に応じて他の形態に変えることができるといわれる (王子ら1970、王子ら1974)。図2-22～図2-25に示した種および図示していないが分析を行った種の結果からみると、 NH_4^+ -N 含有率は草本ではほぼ10mg/100g以下、木本葉で10～20mg/100g以下の場合が多かった。また、 NO_3^- -N 含有率は、ほぼ痕跡程度の種から850mg/100gにおよぶ種があるなど、種、生育段階、植物体の各部位、並びに生育地によって大きな差がみられた。しかし、分布範囲の広い種では斜面下部ほど NO_3^- -N 含有率が高く、分布範囲の狭い種では斜面下部に優占する種で NO_3^- -N 含有率が著しく高い傾向が認められた。

これらのことから、土壌や土壌溶液中に多量の NO_3^- -N を保持する斜面下部に生育する林床植生は、多量の NO_3^- -N を吸収していると推定される。このことは、土壌や土壌溶液の無機態Nの動態に、植生が強く関与していることを示唆している。

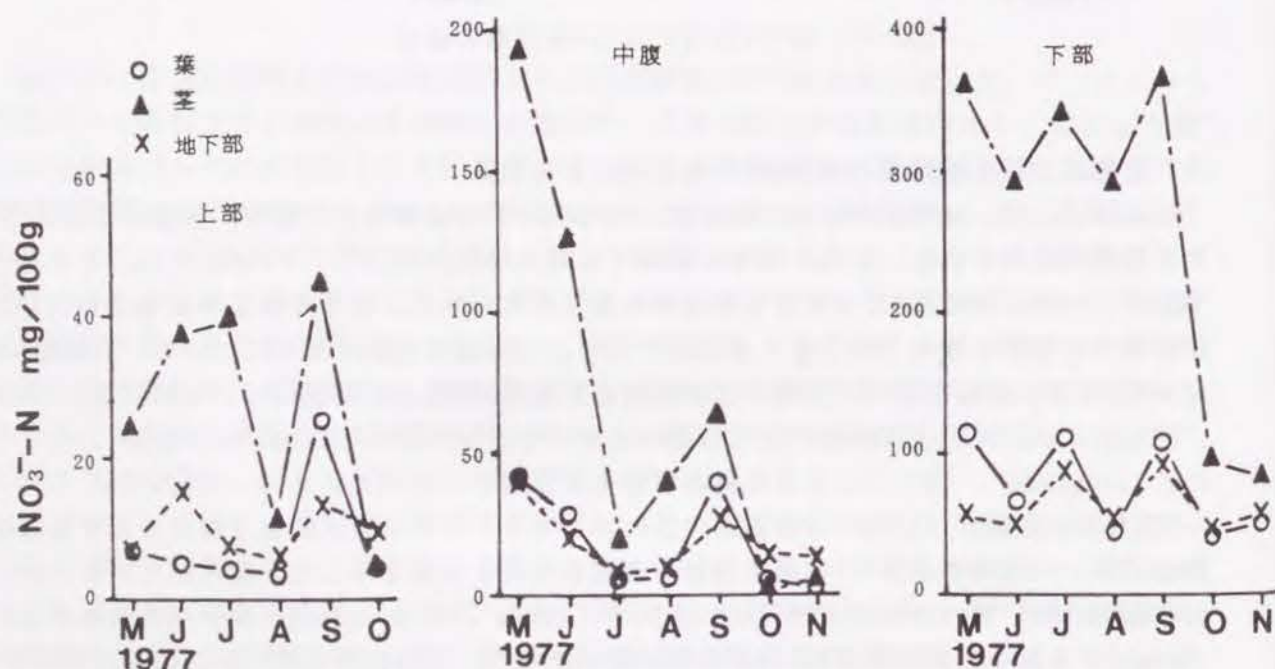


図2-22 オクモミジハグマ (*Ainsliaea acerifolia* var. *subapoda*) の NO_3^- -N 含有率の季節変動 (ヒノキ人工林試験地)

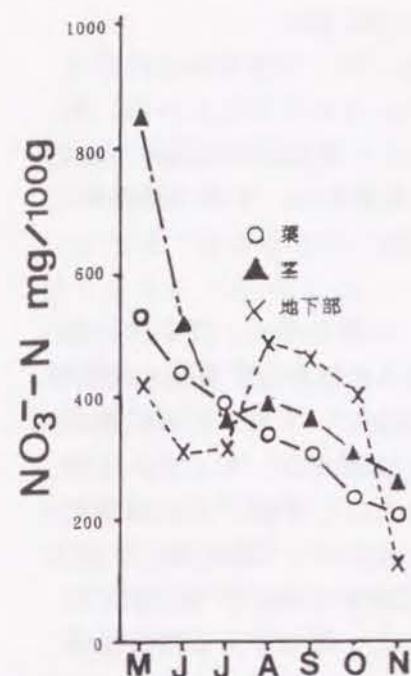


図1-23 モミジガサ (*Cacalia delphinifolia*) の NO_3^- -N 含有率の季節変動 (ヒノキ人工林試験地、P3)

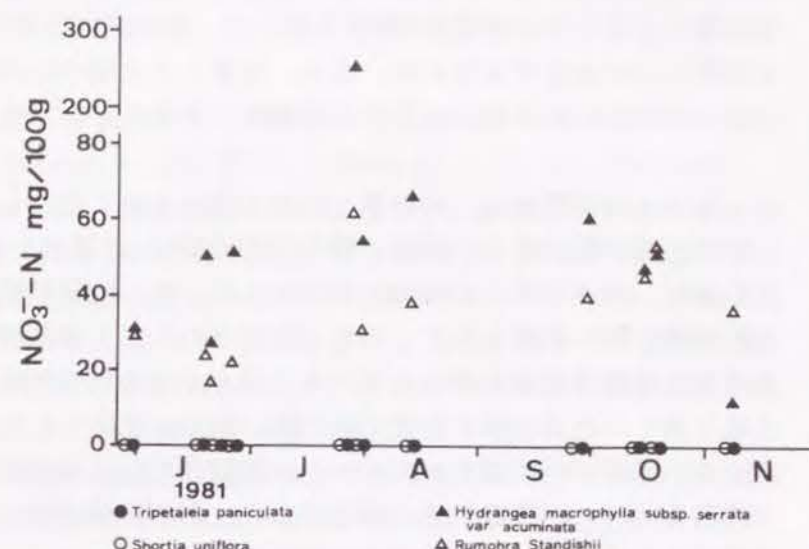


図1-24 落葉広葉樹天然林試験地の主要林床植生の NO_3^- -N 含有率の季節変動

第5節 要約

栃木県矢板市のヒノキ人工林斜面と京都大学芦生演習林の落葉広葉樹天然林斜面において、土壌と重力水または毛管移動水の無機態Nの動態を明らかにした。また、土壌のN無機化能や林床植生のN動態との関係について検討を行った。その結果、斜面位置と土壌や土壌溶液の無機態Nの動態に関して、以下の基本的な関係が明らかになった。

1. ヒノキ人工林、落葉広葉樹天然林ともに、表層土壌の NO_3^- -N 含有率は、斜面上部の乾性土壌より斜面下部の適潤性土壌で高かった。逆に、 NH_4^+ -N 含有率は、斜面下部より斜面上部で高い傾向がみられた。こうした傾向から、土壌の無機態Nの動態には、斜面上の位置や微地形による土壌水分環境の違いが強い影響を与えていると考えられた。しかし、ヒノキ人工林試験地では、斜面中腹で NO_3^- -N 含有率が低かった。斜面中腹は、斜面下部と同様にB₀型土壌であるが、急傾斜でリターや表層土壌の移動流亡が激しいこと、斜面下部よりpHが低く、C/N比が高いことなどが、土壌の硝酸化成を抑制し、 NO_3^- -N 含有率を低く抑えている原因と考えられた。落葉広葉樹天然林での解析結果から、ある時点での土壌の無機態N含有率は、5～7日間程度の比較的短期間の温度や水分環境によって規制されていると考え

られた。

2. ヒノキ人工林試験地で採取した不攪乱土壌の培養においても、 NO_3^- -N生成量は斜面上部の乾性土壌で少なく、斜面下部の適潤性土壌で著しく多かった。これらのことから、斜面位置による土壌の無機態N動態の違いは、基本的にはそれぞれの土壌の硝酸化成能の違いを反映していると考えられた。また、培養した土壌の H_2O 抽出の結果から、多量の降雨時には NO_3^- -Nの多くが移動・流亡する可能性のあることが示唆された。

3. 重力水の採取量は、降雨量と密接な関係を示した。しかし、 A_0 層が厚く、透水性の悪い斜面上部の採取量は、斜面中腹や下部の約1/4に過ぎなかった。また、毛管移動水の吸引採取量も、斜面下部より斜面上部で少なかった。毛管移動水の場合は、土壌の乾湿状態が採取水量に強い影響を与えていると推定された。土壌溶液の NO_3^- -N濃度は、ヒノキ人工林と落葉広葉樹天然林に係わらず、また重力水と毛管移動水に係わらず、斜面下部の適潤性土壌で高く、斜面上部の乾性土壌で低い傾向が認められた。 Org-N と NH_4^+ -N濃度は、斜面上部で高い濃度を示す場合が多かった。適潤性でも土壌の NO_3^- -N含有率の低い斜面中腹では、土壌溶液の NO_3^- -N濃度も低い値を示した。斜面上部で厚く堆積した A_0 層直下を流動する表面流去水の場合は、 Org-N 濃度が最も高かった。

4. 土壌溶液のN溶存量を試算した結果、 Org-N と NH_4^+ -Nはヒノキ人工林、落葉広葉樹天然林ともに、いずれのプロットにおいても溶存量は少なく、プロット間の差も小さかった。これに対して、 NO_3^- -Nは、ヒノキ人工林、落葉広葉樹天然林ともに、斜面下部で大きな値を示した。土壌溶液の NO_3^- -N濃度の低かった斜面中腹では、重力水の捕捉量が多かったため、 NO_3^- -N溶存量は斜面上部より多かった。

5. 林床植生の NO_3^- -N含有率は、斜面下部に限定して分布する種で850mg/100gに達する場合がある一方、斜面上部では痕跡程度または数mg/100gの場合が多かった。また、斜面上に広く分布する種では、斜面下部に生育する個体群ほど NO_3^- -N含有率が高かった。これらのことから、土壌中および土壌溶液中に多量の NO_3^- -Nを保持している斜面下部では、植物が多くの NO_3^- -Nを吸収していることが示唆された。

第3章 皆伐が土壌および土壌溶液の無機態窒素の動態に与える影響

第1節 研究の目的

皆伐は、森林生態系の環境を大きく変化させ、土壌の理化学的特性や物質動態に強い影響を与える（堤1963、山谷1965、Borman *et al.*, 1968、Likens *et al.*, 1970、有光1980、Matson and Vitousek, 1981、小林1982、Vitousek, 1985、山谷1990）。皆伐による土壌水分や物質の移動・循環過程の変化は、斜面上の位置や微地形、土壌層位、皆伐前の植生や A_0 層の状態などによって異なると考えられる。また、土壌や土壌溶液中の NO_3^- -Nは、伐採などの人為インパクトに敏感に反応するといわれる（生原1991）。しかしながら、森林の皆伐にともなう土壌や土壌溶液の無機態Nの動態の変化、並びにこれらの変化と斜面位置、微地形、土壌型などとの関係については、不明確な点が多く残されている。

本章では、土壌水分動態や林床植生、堆積有機物量などが異なる斜面位置や微地形の違いによって、ヒノキ人工林の皆伐が土壌および移動・保持特性の異なる土壌溶液中の無機態Nの動態に与える影響を明らかにする。

第2節 試験地と研究方法

1. 試験地の概況

試験地は、栃木県矢板市長井に位置する栃木県高原県有林21林班（以後、「矢板試験地」と呼ぶ）と、茨城県西茨城郡岩瀬町の加波山（標高709m）に位置する東京営林局笠間営林署管内天岳良国国有林38林班（以後、「天岳良試験地」と呼ぶ）に設定した。矢板試験地では、同一斜面の上部（P1）、中腹（P2）、下部（P3）に試験プロットを設定した。天岳良試験地では、微地形に注目し、斜面中腹の凹地形部分（P1）と凸地形部分（P2）、隣接する対照林分の凹地形部分（P3）と凸地形部分（P4）に試験プロットを設定した。

皆伐前、矢板試験地は47年生ヒノキ人工林（斜面下部の一部は同齢のスギ人工林）、天岳良試験地は77年生ヒノキ人工林であった。両試験地の位置図を図3-1に示した。

1) 試験プロット

矢板試験地の位置図を図3-2に、斜面の縦断面と試験プロットの位置図を図3-3に示した。また、表3-1に皆伐前の各プロットの概況を示した。なお、試験プロット設定後の施業は以下の通りである。

皆伐前（1978年）	47年生ヒノキ林、斜面下部の一部はスギ林
1979年4月	皆伐（0.91ha）
	材積 ヒノキ 234 m^3 、スギ 44 m^3 、アカマツ 1 m^3
1979年5月中旬	枝条棚積み地拵え
5月下旬	新植 斜面上部～中腹にヒノキ、下部にスギ
1980年8月上旬	下刈り

天岳良試験地の試験プロットの位置図を図3-4に、皆伐前の概況を表3-2に示した。なお、試験プロット設定後の施業は、以下の通りである。

皆伐前(1984年) 77年生ヒノキ人工林

1984年11月～1985年2月 皆伐

1985年4月 枝条棚積み地拵えおよびヒノキ植栽

1986年6月 下刈り

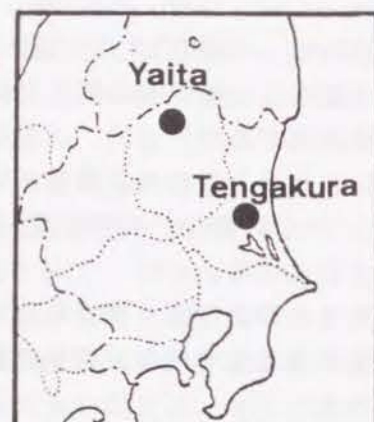


図3-1 試験地の位置図

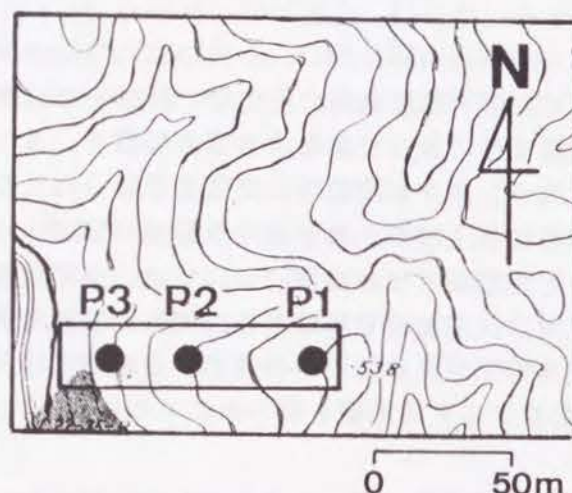


図3-2 矢板試験地の位置図

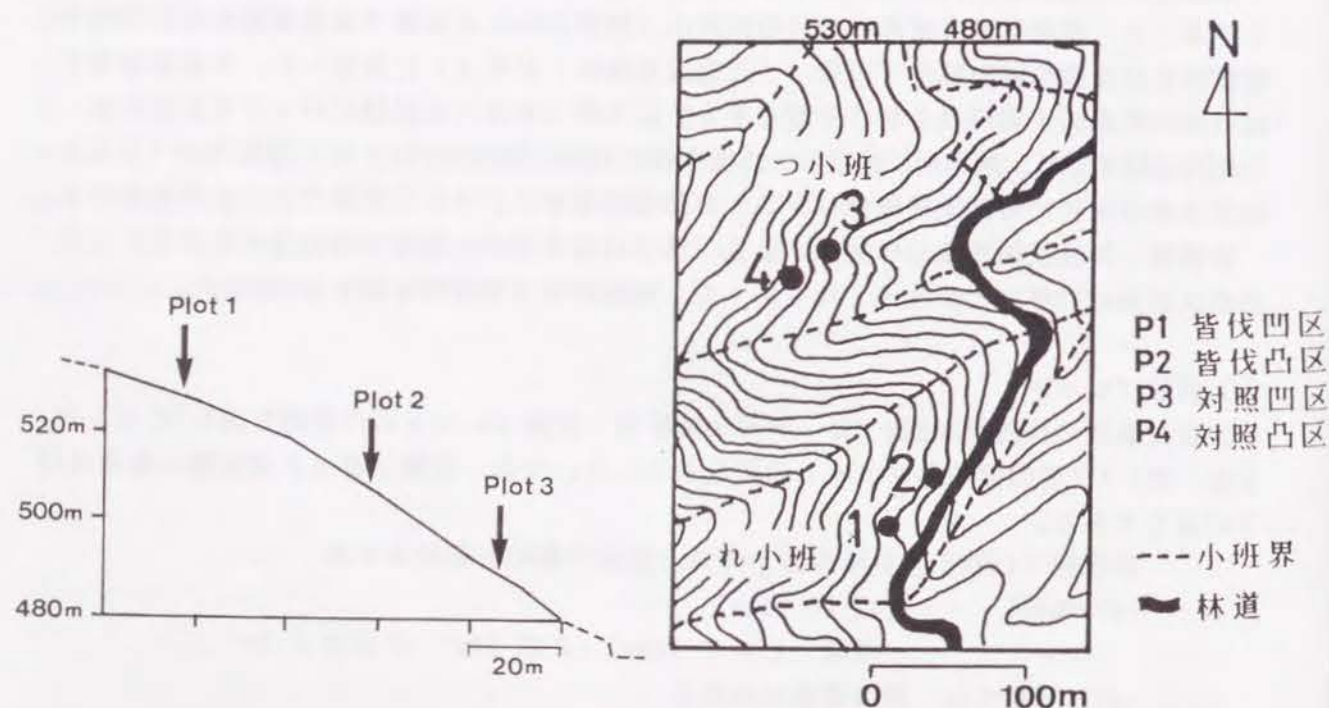


図3-3 矢板試験地の縦断面図

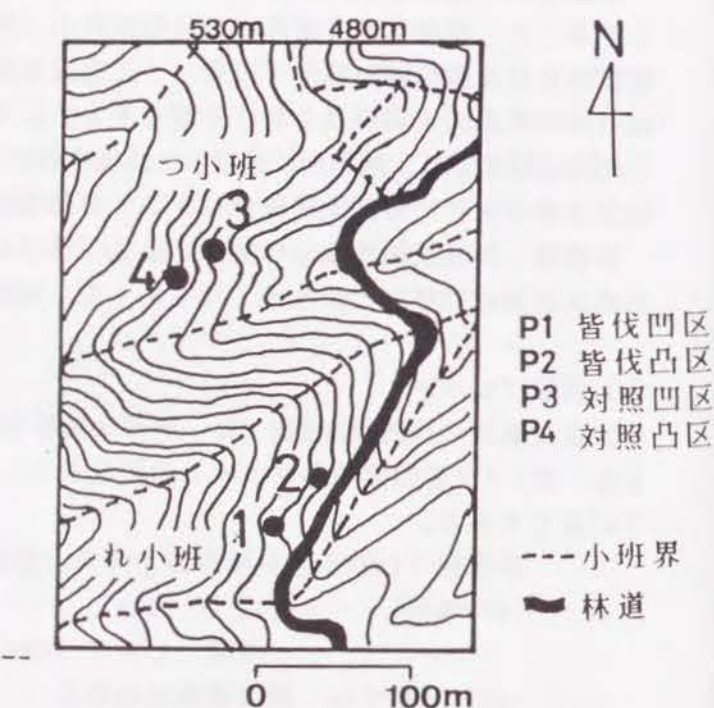


図3-4 天岳良試験地の位置図

表3-1 矢板試験地の試験プロットの概況(皆伐前、1978年)

Plot No.	土壌型	標高 (m)	方位 傾斜 (度)	微地形	主要樹種 樹高 (m)	主要林床植生
P 1 上部	B _D (d)	530	W 30	微凸	ヒノキ(10) コナラ(9)	ヤマツツジ クロヒサゲ、チコユリ
P 2 中腹	B _D	510	W 43	平衡	ヒノキ(12)	コナラ
P 3 下部	B _D	490	W 30	微凹	ヒノキ(20) スギ(22)	モミジイコ、コササギ キハナアキ、オハシヨウマ

表3-2 天岳良試験地の試験プロットの概況(皆伐前、1984年)

施業	Plot No.	土壌型	標高 (m)	方位 傾斜 (度)	主要樹種 樹高(m) 胸高直径(cm)	主要林床植生
皆伐一新植	P 1 凹地形	B _D	525	S50E 35	ヒノキ 22.5m、31cm	ヤマアジサイ、アサキ ミズキ、ミズナギ
	P 2 凸地形	B _D (d)	515	S65E 35	ヒノキ 20.1m、33cm	クロミジ、ムラサキシブ コナラ、キコウハグマ
非伐採(対照)	P 3 凹地形	B _D	520	S18E 34	ヒノキ	アサキ、ヒササギ オクモミジハグマ、ミズナギ
	P 4 凸地形	B _D	540	S45E 44	ヒノキ	ヒササギ、コナラ

2) 自然立地環境

矢板試験地は、先の第2章に示したヒノキ人工林試験地に近接しており、標高がやや低い他は、地形、地質、降水量などの自然立地環境はほぼ同様である。天岳良試験地付近の年平均気温は11.2℃、年平均降水量は約1500mmである。表層地質は、花崗岩であるが、土壌は火山灰を多く含んでいる。

3) 植生の概況

矢板試験地の植生は、皆伐前はP1がヒノキ林である他は、第2章で示したヒノキ人工林試験地とはほぼ同様であった。皆伐後P1では、コナラ (*Quercus serrata*)、トウゴクミツバツツジ (*Rhododendron Wadanum*)、リョウブ (*Clethra barbinervis*) など木本類の萌芽が著しかった。P2では、皆伐前に林床植生が少なかったためヌルデ (*Rhus javanica*)、クマイチゴ (*Rubus crataegifolius*)、ニガイチゴ (*Rubus microphyllus*) などの侵入種が増加した。P3ではモミジイチゴ (*Rubus palmatus* var. *coptophyllus*)、コクサギ (*Orixa japonica*)、コゴメウツギ (*Stephanandra incisa*)、キバナアキギリ (*Salvia glabrescens* subsp. *nipponica*) など皆伐前に分布していた種の他に、ススキ (*Miscanthus sinensis*)、ヒメムカシヨモギ (*Erigeron canadensis*) などが新たに侵入した。

天岳良試験地の皆伐前の植生はヒノキの他、凹地形部分にはヤマアジサイ (*Hydrangea macrophylla* subsp. *serrata*)、アオキ (*Aucuba japonica*)、ミズキ (*Cornus controversa*)、ミゾシダ (*Leptogramma mollissima*)、オクモミジハグマ (*Ainsliaea acerifolia* var. *subapoda*) などが分布した。凸地形部分にはクロモジ (*Lindera umbellata*)、ムラサキシキブ (*Callicarpa japonica*)、ヤマツツジ (*Rhododendron obtusum* var. *Kampferi*)、コアジサイ (*Hydrangea hirta*)、キッコウハグマ (*Ainsliaea apiculata*) などが分布した。皆伐後、凹地形、凸地形部分ともにクマイチゴ、ニガイチゴ、モミジイチゴなどのキイチゴ類が旺盛に繁茂した。

4) 土壌の特徴

矢板試験地の皆伐前の土壌断面形態を表3-3に、皆伐前の土壌の物理的特性を表3-4に、化学的特性を表3-5に示した。斜面上部のP1は適潤性褐色森林土偏乾亜型 (B_{D(d)}型)である。A₀層が1.5cm程度堆積しており、A層は5cmと薄い。A層には細粒状、粒状などの乾性型土壌構造がみられ、菌糸も認められるが、B層には塊状構造がみられる。表層の粗孔隙量は多いが、疎水性がみられるため透水性は悪い。また、全体にpH、全N、交換性塩基の含有率が低い。中腹のP2は、急傾斜地で土壌はやや乾性の特徴も認められるが、全体的な形態や団粒状構造が卓越することから適潤性褐色森林土 (B_D型)と区分される。A₀層は疎らに認められる程度である。全体に粗孔隙量が多く、下層まで透水性が比較的良好である。pH、Y1、交換性塩基含有率は、P1とP3の中間的な値を示している。斜面下部のP3は適潤性褐色森林土 (B_D型)で、P1やP2に比べてA層が厚く、団粒状構造が発達している。B層には弱度の壁状構造が認められる。そのため、表層の透水性は良好であるが、下層部は透水性が悪い。P1やP2に比べてpH、交換性塩基含有率が高く、C/N比は低い。

表3-3 矢板試験地の土壌断面形態 (1978年、皆伐前調査)

Plot No. 斜面位置 土壌型	層位	層厚 (cm)	土 色	石 礫	土性	構造	菌糸	根系
P 1 上部 B _{D(d)}	L	0.5						
	F	0.5						
	H	0.5						
	A ₁	5	7.5YR3/3	S角±	L	lGn. Gn.	±	S++
	B ₁	15	10YR3/4	M角±	L	Gr. Bk	-	MS++
	B ₂	35	7.5YR3/4	S角±	L	-	-	MS+
P 2 中腹 B _D	B ₃	45+	10YR4/4	S角±	L	-	-	MS±
	L	疎ら						
	F(A)	疎ら						
	A ₁	5	7.5YR2/1	S角+	L	Cr. Gn.	-	S+++
	A ₂	7	10YR2/3	S角+	L	Cr.	-	MS+
	B ₁	30	10YR4/5	S角+	SL	Bk.	-	MS+
P 3 下部 B _D	C	50+	10YR3.5/4	LMS角+++	S	-	-	MS+
	L	2-5						
	F	0-2						
	A ₁	2-6	7.5YR2/1.5	MS角+	L	Cr.	-	S++
	A ₂	4-12	7.5YR2/2	MS角+	L	Cr.	-	MS+
	B ₁	35	7.5YR3/3	LM角++	CL	(Bk.)	-	S±
	B ₂	45	7.5YR3/4	MS角+	CL	(M.)	-	S±
	BC	20+	7.5YR4/4	LMS角++	(S)L	(M)	-	S±

表記法は、第2章の表2-3に同じ。

表3-4 矢板試験地の土壌の物理性 (1978年、皆伐前調査)

Plot No. 土壌型	層位	容積重 g/ 100cc	三相組成 %			最大 容水量 容積%	孔隙組成 %			最小 容気量 %	透水性 cc/ min.
			固相	液相	気相		全	細	粗		
P 1 B _{D(d)}	A ₁	47.3	21.0	31.2	47.8	53.3	79.0	18.0	61.0	25.7	50
	B ₁	74.3	27.8	40.1	32.1	58.7	72.2	32.9	39.3	13.5	62
	B ₂	82.1	38.1	38.7	23.2	55.4	69.9	32.2	37.7	6.5	106
P 2 B _D	A ₁	35.2	18.8	39.3	41.9	58.1	81.2	29.6	51.6	23.1	160
	A ₂	47.5	22.5	49.9	27.6	65.2	77.5	37.5	40.0	12.3	180
	B ₁	56.6	24.5	42.3	33.2	59.7	75.5	30.6	44.9	15.8	191
P 3 B _D	A ₁	47.0	25.2	39.4	35.4	62.5	74.8	30.3	44.5	12.3	209
	B ₁	61.5	27.5	46.5	26.0	62.5	72.5	36.3	36.2	10.0	90
	B ₂	68.5	27.5	52.2	20.3	63.9	72.5	41.8	30.7	8.6	50

孔隙の区分は、第2章の表2-4に同じ。

表3-5 矢板試験地の土壌の化学性 (1978年8月、皆伐前調査)

Plot No. 層位 土壤型		pH		Y ₁	C	N	C/N	塩基 交換 容量 meq/ 100g	交換性塩基 meq/100g		
		H ₂ O	KCl						K	Ca	Mg
P 1 B _D (d)	A ₁	4.4	3.4	39.1	10.9	0.62	18	31.99	0.87	1.56	0.75
	B ₁	4.5	3.8	21.2	4.4	0.30	15	17.07	0.29	0.13	0.16
	B ₂	4.7	3.8	24.6	2.0	0.14	14	14.76	0.17	0.16	0.46
	B ₃	5.0	3.6	53.8	0.5	0.05	10	20.57	0.34	0.21	0.92
P 2 B _D	A ₁	5.0	3.9	13.1	16.8	0.90	19	40.01	1.88	9.16	2.26
	A ₂	5.1	3.9	14.5	10.1	0.66	15	31.18	0.74	3.18	1.18
	B ₁	5.5	3.9	14.1	2.8	0.23	12	23.72	0.82	1.55	0.71
P 3 B _D	A ₁	5.3	4.1	6.6	9.8	0.67	15	37.94	2.40	10.33	2.93
	A ₂	5.6	4.3	3.4	4.5	0.38	12	31.22	1.05	10.25	2.94
	B ₁	5.8	4.5	1.5	2.2	0.26	8	25.34	0.71	4.94	1.76
	B ₂	5.9	4.7	0.9	1.2	0.17	7	24.34	1.52	6.26	3.02
	BC	6.0	4.9	0.8	1.0	0.14	7	25.64	0.31	6.94	3.43

天岳良試験地の土壌断面形態を表3-6に、土壌の物理的特性を表3-7に示した。凹地形のP 1は適潤性褐色森林土(B_D型)で、A₀層はF層がパッチ状にわずかに認められる程度である。A層厚は40cm以上あり、団粒状構造が発達している。凸地形のP 2は適潤性褐色森林土偏乾亜型(B_D(d)型)で、A₀層が2~3cm堆積しており、A₁層には菌糸が多く含まれ透水性が悪い。AB層以下には、未風化の花崗岩礫が非常に多く含まれている。隣接する対照林分では、凹地形のP 3、凸地形のP 4ともに団粒状構造や塊状構造が発達しており、いずれも適潤性褐色森林土(B_D型)である。また、P 3、P 4ともにA₀層は疎らで、A₂層以下には花崗岩礫が多く含まれ、断面形態や物理的特性は類似している。

表3-6 天岳良試験地の土壌断面形態 (1984年、皆伐前調査)

Plot No. 微地形 土壌型	層位	層厚 (cm)	土 色	石 礫	土性	構造	菌糸	根系
P 1 凹地形 B _D 型	F	0-1						
	A ₁	2-8	7.5YR2/2	-	L	Cr.	-	S++
	A ₂	25-30	10YR2/2	L角±	L	Cr. Bk.	-	M±S+
	A ₃	8-12	10YR2/2.5	S角±	L	Bk.	-	S±
	B ₁	20-34	10YR3/3	L角+M角±	L	Bk.	-	MS±
	B ₂	30+	10YR3/4	S角±	L	-	-	M±
P 2 凸地形 B _D (d)型	L	1-2						
	F	1						
	A ₁	10	10YR2/3	M角±	SL	Gn.	++	M±S+++
	A ₂	20	10YR2.5/3	LM角±	SL	Bk.	-	M++S+
	AB	6-15	10YR3.5/4	L角+++M角±	SL	Bk.	-	MS+
	B	20-25	10YR4/5	L角+++M角+	SL	-	-	L++MS±
P 3 凹地形 B _D 型	BC	30+	10YR5/6	L角+++M角+	SL	-	-	L++MS+
	L	疎ら						
	A ₁	2-6	7.5YR2/2	MS角+	L	Cr.	-	M+S++
	A ₂	22	10YR2/2	LMS角+++	L	Bk.	-	MS+
	B ₁	28	10YR2/3	L角+++M角+	L	Bk.	-	MS+
	B ₂	28-32	10YR4/5	LM角++	SL	-	-	M+
P 4 凸地形 B _D 型	C	20+		L角+++		-	-	-
	L	疎ら						
	A ₁	13-15	10YR2/1	LM角+	L	Cr. Bk.	-	MS+
	A ₂	15	10YR2/2	LMS角++	L	(Bk.)	-	S±
	B ₁	25	10YR3/3	LMS角+++	L	-	-	S±
	B ₂	40+	10YR4/4	LMS角+++	SL	-	-	-

表記法は、第2章の表2-3に同じ。

表3-7 天岳良試験地の土壌の物理性（1984年11月、皆伐前）

Plot No. 施業・地形 土壌型	層位	容積重 g/ 100cc	三相組成 %			最大 含水量 容積%	孔隙組成 %			最小 容気量 %	透水性 cc/ min.
			固相	液相	気相		全	細	粗		
P 1	A ₁	61.1	26.2	33.5	40.3	53.9	73.8	28.8	45.0	19.9	82
皆伐凹	A ₂	72.1	30.9	42.7	26.4	60.3	69.1	35.7	33.4	8.8	45
B _D 型	A ₃	89.0	34.7	41.0	24.3	54.9	65.3	31.4	33.9	10.5	96
	B ₁	75.7	29.5	39.3	31.2	61.2	70.5	31.7	38.8	9.2	56
P 2	A ₁	54.0	24.3	32.1	43.6	60.2	75.7	32.2	43.5	15.5	13
皆伐凸	A ₂	53.0	23.8	33.7	42.5	59.1	76.2	31.3	44.9	17.2	61
B _D (d)型	AB	65.3	26.8	37.3	35.9	61.8	73.2	32.6	40.6	11.4	38
P 3	A ₁	40.6	22.3	29.8	47.9	49.2	77.7	26.3	51.4	28.6	68
対照凹	A ₂	54.6	24.4	43.5	32.1	61.2	75.6	40.0	35.6	14.4	55
B _D 型	B ₁	74.9	33.2	38.6	28.2	59.9	66.8	31.0	35.8	6.9	81
	B ₂	103.4	41.4	36.1	22.5	52.8	58.6	26.6	32.0	5.8	53
P 4	A ₁	54.0	24.4	32.3	43.3	63.6	75.6	34.9	40.7	12.0	58
対照凸	A ₂	68.6	28.1	33.0	38.9	55.1	71.9	28.4	43.5	16.8	57
B _D 型	B ₁	86.6	34.6	31.9	33.5	54.3	65.4	26.8	38.6	11.1	50

孔隙の区分は、第2章の表2-4に同じ。

2. 研究方法

1) 土壌の断面調査と理化学的分析方法

矢板試験地では皆伐前の1978年8月に、天岳良試験地では皆伐前の1984年11月に、各プロットで国有林野土壌調査方法書（1955）に準拠して土壌断面調査を行った。土壌の理化学的分析方法は、第1章第3節で示した通りである。

2) 堆積有機物および土壌の採取と無機態Nの分析方法

矢板試験地では、各プロットに1.5m×1.5mの方形区を5ヶ所設置し、斜面下部から順次掘り進める方式で、毎月1回A₀層直下のA層土壌を採取した。

天岳良試験地では、各プロットに1.5m×1.5mの方形区1ヶ所ずつを設定し、その中の5ヶ所から順次掘り進める方式で、毎月1回A₀層とその直下のA層土壌を採取した。

採取した堆積有機物と土壌の無機態Nの分析方法は、第1章第3節で示した通りである。

3) 降雨の採取と分析方法

矢板試験地、天岳良試験地ともに、各プロットで2ヶ所ずつに塩ビ製ロート型の集水器を設置し、そのうちの1つを10Lポリタンクに連結して降雨を捕捉し、毎月1回の割合で採取した。残り1基の集水器を転倒樹型自記記録計に接続して、降雨量を自記記録した。

採取した試料水の分析方法は、第1章第3節で示した通りである。

4) 土壌溶液の採取と分析方法

矢板試験地では、A₀層直下を流動する水（以後、表面流去水と呼ぶ）は、A₀層直下にチリトリ型ライシメーター（集水面積200cm²）を等高線に沿って11個ずつ設置し、10Lポリタンクを連結して集水し、毎月1回試水を採取した。A層重力水は、有光式テンションフリーライシメーター（有光1973）をA層土壌中に7個ずつ設置し、10Lポリタンクに連結して集水し、冬期を除いて毎月1回採取した。なお、降雨、表面流去水、A層重力水ともに現地での貯留中の変質を防ぐため、ポリタンクを濃緑色に塗装した厚さ6cmの発泡スチロール製箱に収納して、光を遮断するとともに温度の上昇を抑制した。また、各プロットで降雨と同様に転倒樹型自記記録計を用いて、表面流去水採取用チリトリ型ライシメーター、A層重力水採取用テンションフリーライシメーターの2個ずつについて、集水量の変動を自記記録した。

天岳良試験地では、表面流去水はA₀層直下にチリトリ型集水器を5個ずつ、重力水は有光式テンションフリーライシメーターを等高線に沿ってA層土壌中に5個ずつ埋設して集水し、矢板試験地と同様に発泡スチロール箱に格納した10Lポリタンクに貯留して毎月1回採取した。毛管移動水は、A層土壌中（5cm深）に細菌ろ過管L3型を5本ずつ埋設し、1L吸引ピンを接続してpF2.7に減圧し、1～2日間放置する方法で採取した（加藤1984b）。毛管停滞水は、先に述べたA層土壌の採取時に、同じA層土壌を100cc採土円筒を用いて10個ずつ採取し、高速冷凍遠心分離器（日立工機製、20PR-52D型）を用いてpF4.12相当の遠心力をかけて採取した。従って、ここでの毛管停滞水は、土壌試料採取時のpF値が2.7以下の場合は毛管移動水を含むことになる。なお、湿潤時に採取した土壌は、pF4.20相当で遠心分離を行うと、水受けの容量より多くの試料水が分離され、水受けからオーバーフローした。そのため、厚型の水受けを用いて遠心分離を行った結果、回転半径が減少し、pF値は4.12に相当した。持ち帰った試料水の溶存物質の分析方法は、第1章第3節で示した通りである。

5) 堆積有機物および林床植生の採取と含有成分の分析方法

矢板試験地では、1979年9月にP1、P2、P3および隣接林分のP1～3と同じ斜面位置において、1m×1mの方形区を3ヶ所ずつ設定し、林床植生の刈り取り調査と堆積有機物の採取を行った。P1、P2、P3では、皆伐2年目の1980年8月にも同様の方法で刈り取り調査と堆積有機物の採取を行った。

天岳良試験地では、1985年10月と1986年8月に各プロットにおいて、1m×1mの方形区を3ヶ所ずつ設定し、林床植生の刈り取り調査と堆積有機物の採取を行った。また、堆積有機物については、上記2回その他、皆伐前の1984年11月にも同様の方法で採取した。

林床植生と堆積有機物の全Cと全Nの分析方法は、第1章第3節に示した通りである。

6) 土壌水分張力（pF値）と地温の計測方法

矢板試験地では、1980年7月に斜面下部のP3と隣接するヒノキ林の斜面下部に吉岡式テンションメーター（1975）を設置し、A層土壌のpF値の経時変動を測定した。

天岳良試験地では、1986年に自記テンションメーター（小糸工業製 メモリーセンサー）を用いて、5～10cm深のA層と30cm深のB層のpF値、10cm深の地温の経時変動を計測した。

7) リターバッグ法によるヒノキ葉の消失量の測定方法

天岳良試験地では、1985年7月にP1（皆伐凹地形）とP3（対照凹地形）に、風乾重50gのヒノキ葉を入れた1mm目のサランネットバッグ（20cm×20cm）を120個設置した。これらを数カ月おきに10個ずつ回収し、その重量を測定した。

第3節 結果と考察

1. 皆伐にともなう林床環境と土壌特性の変化

図3-5に矢板試験地のP3（斜面下部）と隣接林分の斜面下部におけるA層土壌の水分張力（pF値）の変化を示した。斜面位置は同じでも、皆伐—新植地は壮齢林内よりpF値が0.1～0.3高く、乾燥しやすい傾向が明瞭に認められた。皆伐跡地では、林冠層での降雨の遮断がないため、地表面に到達する降雨量は林内より多い。しかし、後述するように地温の上昇や風当たりが強くなることなどによって、地表面からの蒸発量が林内より多くなり、無降雨時に表層土壌が強く乾燥すると考えられる。

図3-6に天岳良試験地におけるP1（皆伐凹地形）とP2（皆伐凸地形）のpF値の変化を示した。P2は無降雨時に強く乾燥し、特に夏期にはテンションメーターの水切れが頻繁に起きて欠測となる場合が多かった。また、P2は無降雨時にはP1よりpF値で0.2～0.4高い場合が多かったが、降雨時にはP1と同程度にpF値が低下した。

これらのことから、皆伐跡地の表層土壌は林内より乾燥しやすく、特に凸地形部分では著しく乾燥する傾向が認められた。

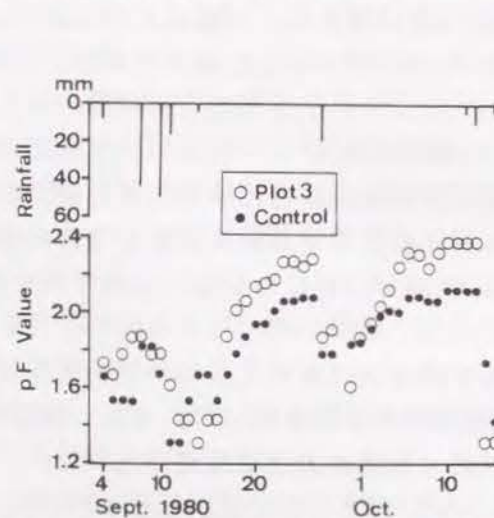


図3-5 皆伐跡地と林内の表層土壌のpF値の変化（矢板試験地）

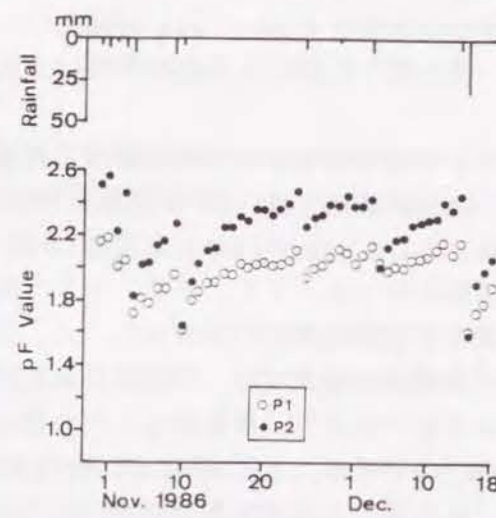


図3-6 皆伐跡地の表層土壌のpF値の変化（天岳良試験地）

図3-7に天岳良試験地における10cm深の月平均地温の変化を示した。計測器の故障によって年間を通じた観測はできなかったが、皆伐地のP1、P2が対照林分のP3、P4より高い場合が多かった。皆伐跡地では林内より表層土壌の平均地温が数℃上昇した。皆伐跡地のP1とP2を比較すると、ほとんどの場合、P2がP1より高いが、7～10月にはその差が大きく、秋～冬期に差が小さくなる傾向が認められた。

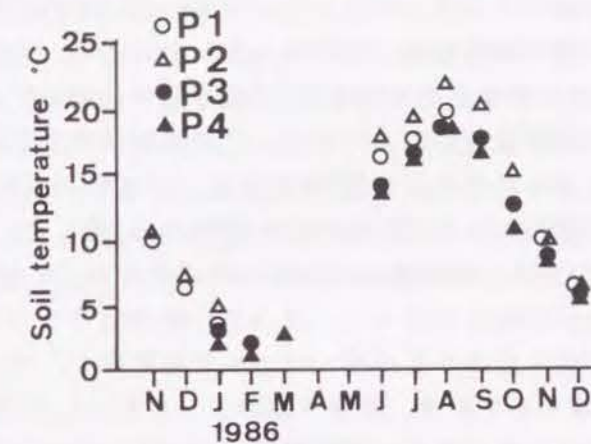


図3-7 皆伐跡地と壮齢林内の表層土壌の地温の変化（天岳良試験地）

以上のように、森林の皆伐によって、閉鎖林分より表層土壌の乾燥度合いが強くなると同時に地温が上昇する。しかしながら、pF値や地温の変化の程度は、斜面位置や微地形によって異なり、こうした違いが有機物の分解やNの無機化にも強い影響を与えていることが考えられる。また、森林の皆伐は、土壌の物理化学的特性にも強い影響を与える。矢板試験地については、小林（1982）が皆伐前後の土壌特性の変化を、宮川ら（1980、1981）が表層土壌の移動の実態を、斜面の位置や地形別に比較検討している。小林（1982）によれば、皆伐1年目に斜面上部で急激な分解によるとみられるH層の減少、中腹急斜面でのA層厚の減少を認めている。土壌孔隙については、斜面全体を通じて粗孔隙量の減少と細孔隙量の増加が認められたが、その原因は斜面上部では有機物の急激な分解、中腹急斜面では表層土壌の移動によるとしている。さらに、斜面上部や斜面下部では、粗孔隙量の減少にもなって、透水性が皆伐前の約50%と極端に減少している。一方、宮川ら（1980、1981）によれば、皆伐後2年間を通じて表層土壌の移動量は中腹急斜面で多く、地形的に安定している斜面上部や植生回復の早い斜面下部では移動量が少ないとしている。

天岳良試験地の土壌特性の変化については、荒木ら（1987）が報告している。これによれば、皆伐した部分では、凹地形、凸地形ともに粗孔隙量と全孔隙量の減少、容積重の増加を認め、この傾向は凸地形部分で顕著であるとしている。Johnson *et al.*, (1991)は、アメリカのニューハンプシャー州で、落葉広葉樹林の皆伐後に土壌の容積重が増加したことを認めている。これらの報告のように、皆伐によって表層土壌の粗孔隙量が減少し、透水性が低下する傾向は多くの地域で認められている。

2. 皆伐にともなう林床植生とA₀層の変化

先に述べたように、森林の皆伐によって表層土壌の孔隙組成や水分動態、地温などが変化する。こうした変化とともに、植生や堆積有機物層も大きく変化する。図3-8に矢板試験地における林床植生の地上部N現存量の変化、図3-9にA₀層のN現存量の変化を示した。矢板試験地では、皆伐前の林床植生とA₀層の調査ができなかったため、皆伐前の状態は伐採を行わなかった隣接林分の値を用いた。皆伐前の林床植生は、斜面上部のP1では木本類が大部分を占め、N現存量は斜面中腹のP2や下部のP3より多い約20kg/haであった。P2は、林床植生が非常に少なく、N現存量も極端に少なかった。P3では、キバナアキギリなどの草本類とモミジイチゴ、コクサギなどの木本類が、N現存量の約50%ずつを占めていた。皆伐1年目には、P1で木本類の萌芽更新が盛んになり、P3では萌芽更新とともに草本類が旺盛に繁茂してN現存量が最も多くなった。皆伐2年目には、いずれのプロットも林床植生が著しく増加し、地上部N現存量もP1とP3では80~90kg/haに達した。皆伐前に林床植生の少なかった中腹急斜面のP2は、皆伐後もP1やP3より少なく、皆伐2年目でもN現存量は約30kg/ha程度であった。

A₀層のN現存量は、皆伐前は斜面上部のP1が約140kg/haと最も多く、その70%はF層またはH層に相当する4mm以下の部分が占めていた。斜面下部のP3は約70kg/ha程度であったが、中腹のP2は約20kg/haに過ぎなかった。なお、皆伐前は、1mm以下はほぼH層に相当する部分、1~2mmと2~4mmはF層に相当する部分、4~10mmと10mm以上は腐朽の進んだ枝や球果および未分解なL層に相当する部分が高い割合を占めていた。しかし、皆伐後は、4mm以下の画分に幹材部の鋸屑や物理的に細片化した部分が増加した。皆伐時に枝条が放置されたため、皆伐1年目には皆伐前に比べてN現存量は、P1で1.5倍、P2で7倍、P3で2.2倍に増加した。皆伐2年目にはP2とP3で1年目の約半分に減少したが、P1では減少率はわずかであった。

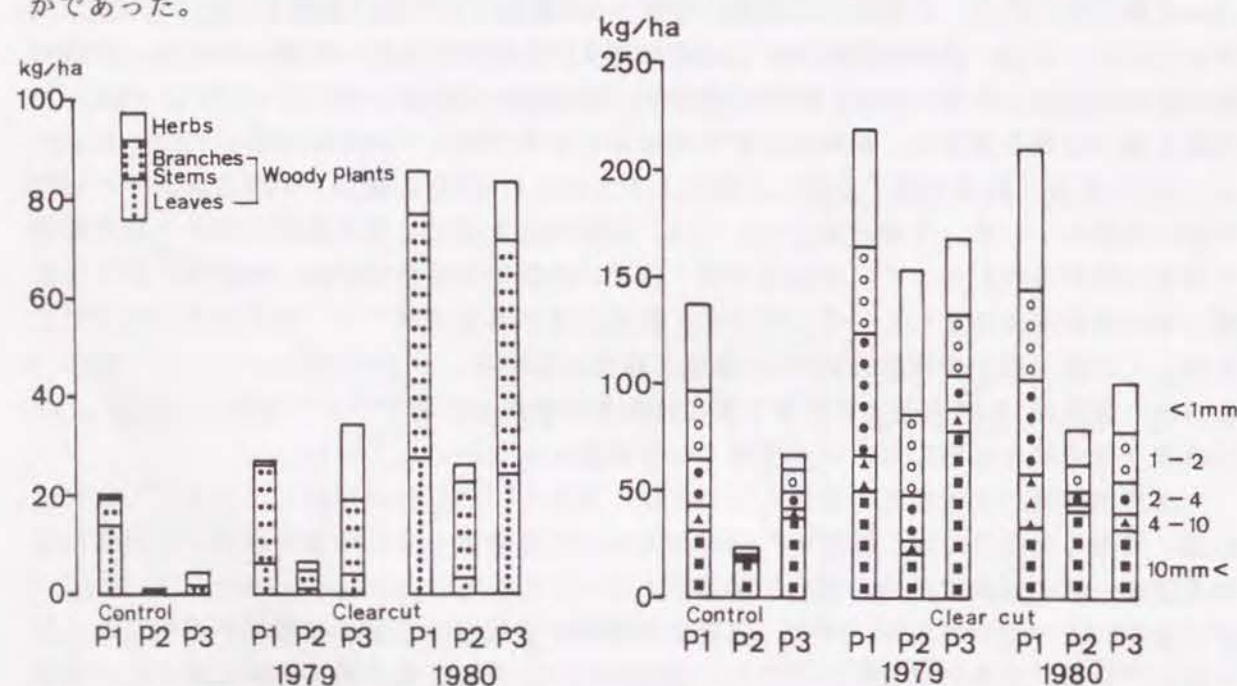


図3-8 林床植生の地上部N現存量の変化
(矢板試験地)

図3-9 A₀層のN現存量の変化
(矢板試験地)

矢板試験地では、植栽木の伐倒調査ができなかったため、P1とP2に植栽されたヒノキ、P3に植栽されたスギの樹高と根元直径を測定し、生育状態を比較した。その結果を表3-8に示した。いずれのプロットも1.8m間隔で植栽され、密度は約3100本/haに相当した。植栽直後の1979年6月5日の調査では、P1とP2のヒノキは樹高43.6cm、根元直径1.0cm、P3のスギは樹高67.9cm、根元直径1.3cmであった。1979年12月7日の調査では、樹高はP1が72.2cm、P2が70.3cm、P3が94.9cm、根元直径はP1とP2が1.0cm、P3が1.3cmであった。植栽2年目の1980年12月9日には、樹高はP1が101.0cm、P2が95.5cm、P3が135.8cm、根元直径はP1が1.4cm、P2が1.3cm、P3が2.1cmであった。P1とP2のヒノキを比較すると、植栽後2年間は斜面上部で生育がやや良好であった。P3のスギは、植栽2年目の樹高成長が40.9cmとなり、P1やP2のヒノキに比べて良好な成長を示した。

先に述べたように(図3-8)、皆伐2年目の林床植生の地上部N現存量は、P1とP3がほぼ同じ値であった。しかし、植栽木のN現存量は、P3のスギがP1やP2のヒノキよりかなり多いと推定される。そのため、植栽木と林床植生を合わせた植物の地上部N現存量としては、斜面下部のP3が斜面上部のP1より大きな値を示すと考えられる。

表3-8 植栽木の樹高と根元直径の変化(各プロット20本ずつの平均値)

測定日	P1 (ヒノキ)			P2 (ヒノキ)			P3 (スギ)		
	樹高 (cm)	樹高成長 (cm)	根元直径 (cm)	樹高 (cm)	樹高成長 (cm)	根元直径 (cm)	樹高 (cm)	樹高成長 (cm)	根元直径 (cm)
1979年									
6月5日	43.6	-	欠測	43.6	-	欠測	67.9	-	欠測
12月7日	72.2	28.6	1.0	70.3	26.7	1.0	94.9	27.0	1.3
1980年									
12月9日	101.0	28.8	1.4	95.5	25.2	1.3	135.8	40.9	2.1

植栽密度は、P1、P2、P3ともに約3100本/ha。

図3-10に天岳良試験地における林床植生の地上部N現存量の変化、図3-11にA₀層のN現存量の変化を示した。天岳良試験地においても、皆伐後P1、P2ともに林床植生が旺盛に繁茂し、地上部N現存量は増加した。しかし、矢板試験地では皆伐2年目に斜面上部と下部で林床植生の地上部N現存量が80~90kg/haに達したのに比較すると、P1、P2ともにその半分以下のレベルにとどまった。天岳良試験地では、矢板試験地より木本類の幹枝部分のN現存量が少なく、萌芽更新による林床植生の再生が少なかったことが考えられる。ただし、植栽木の生育は、凹地形部分が凸地形部分より良好であった。そのため、植栽木を含

めると、植物のN吸収・固定量は、凹地形部分で多くなる可能性が高い。

A₀層のN現存量は矢板試験地より多く、皆伐1年目にP1で320kg/ha、P2で350kg/haに達した。また、A₀層のN現存量は、皆伐2年目には矢板試験地、天岳良試験地ともに減少した。皆伐1年目から2年目にかけてのA₀層のN現存量の減少は、矢板試験地の場合、P1はわずかであったが、P2やP3では40~50%に達しており、Nとして60~70kg/haに相当している。天岳良試験地では、P1で1~4mmの部分を中心に200kg/ha、P2でも50kg/haに相当するNが減少した。

以上のように、皆伐後、林床植生が急激に繁茂し、少ない部分でも数10kg/ha、多い部分では80~90kg/haに達するNを吸収している。また、植栽されたヒノキやスギの生育状態からみると、斜面下部や凹地形部分が斜面上部や凸地形部分に比べて多くのNを吸収・固定していると推定される。一方、皆伐時に林地に残された枝条は、皆伐前のA₀層量の数倍~10倍に達した。しかし、皆伐2年目には、多い場合には1年目の50%程度に減少し、その多くの部分は急激な分解によって無機化され、植物に吸収されたとみられる。

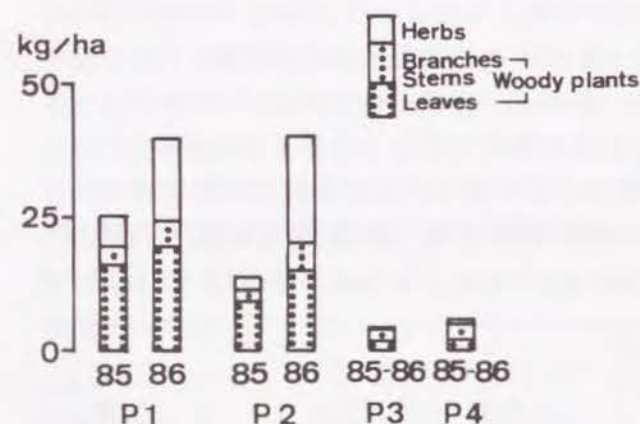


図3-10 林床植生の地上部N現存量の変化 (天岳良試験地)

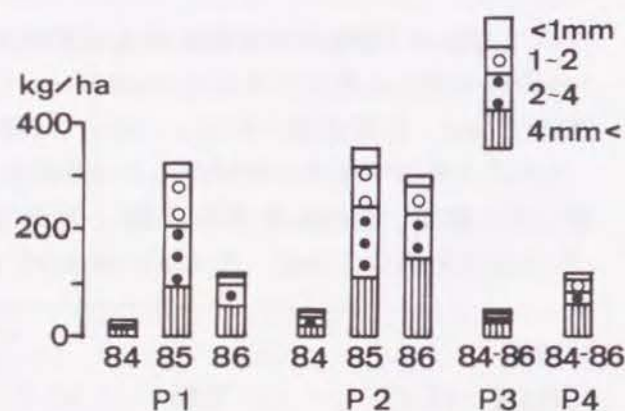


図3-11 A₀層のN現存量の変化 (天岳良試験地) (P1とP2は1984年11月~1985年2月に皆伐)

3. A₀層およびA層土壌の無機態Nの変動

図3-12に矢板試験地におけるA層土壌のpH、NH₄⁺-NおよびNO₃⁻-N含有率の変化を示した。皆伐前は、第2章で示したヒノキ人工林試験地と同様、NH₄⁺-Nは斜面上部のP1や中腹のP2がやや高く、斜面下部のP3が低い値を示した。逆に、NO₃⁻-N含有率はP1とP2が低く、P3が顕著に高い値を示した。NH₄⁺-N含有率は、皆伐1年目にP1で顕著に上昇し、皆伐前の約10倍に達した。P2でも2~3倍程度の上昇がみられたが、P3ではほとんど変化がみられなかった。NH₄⁺-N含有率は、皆伐2年目にはP1、P2ともに徐々に減少傾向を示し、12月にはほぼ2mg/100g以下のレベルとなった。一方、NO₃⁻-N含有率は、皆伐後P3で低下傾向を示した。P1では皆伐1年目の9月から皆伐前の3倍程度の値に上昇し、2年目もこうした傾向が続いた。P2もほぼP1と同じレベルで変動した。そのため、皆伐1年目

の10月以降は、P1とP2がP3より高い含有率で変動する場合が多かった。皆伐前の土壌のpHについては不明であるが、皆伐後は1年目、2年目を通じてP3>P1≧P2という傾向が継続した。土壌の無機態N含有率とpHの間には明瞭な対応関係は認められなかった。

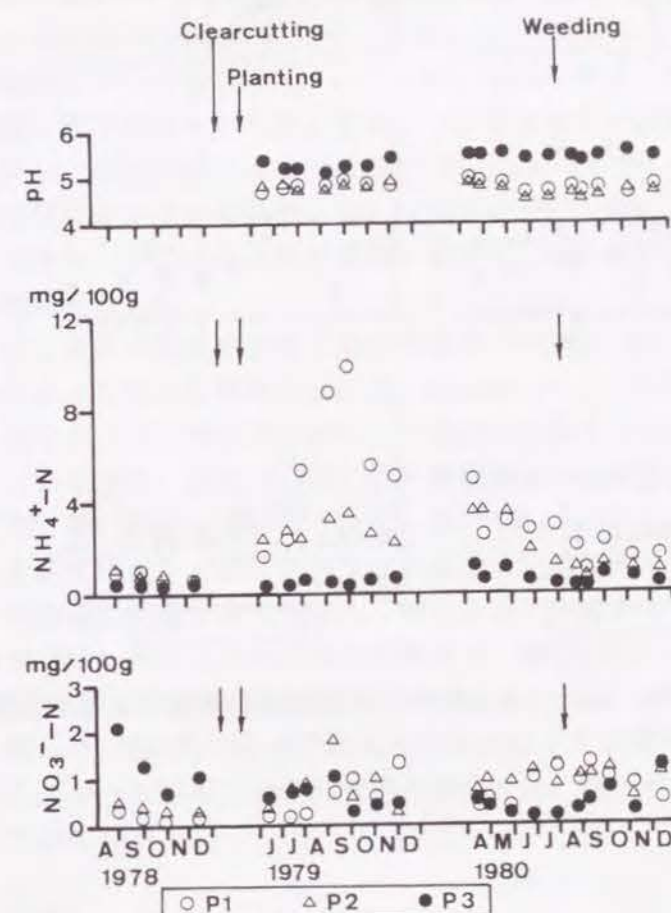


図3-12 A層土壌のpH、NH₄⁺-NおよびNO₃⁻-N含有率の変動 (矢板試験地)

図3-13に天岳良試験地におけるA₀層のOrg.-N、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N含有率の変化を示した。A₀層のOrg.-N含有率は、皆伐地では凸地形のP2が凹地形のP1より高い値で推移する場合が多かったが、対照林分では一定した傾向が認められなかった。NH₄⁺-N含有率は、皆伐1年目にはP2がP1より高かったが、2年目にはこうした傾向がみられなかった。NO₃⁻-N含有率は、皆伐1年目にP1でほぼ痕跡程度に終始したが、2年目の8月には一時的に約8mg/100gに上昇した。皆伐後、P2はP1より高い値を示す場合が多かったが、特に顕著に含有率が上昇する傾向はみられなかった。ただし、P1では皆伐2年目の下刈り直後の一時期ではあるが、NH₄⁺-NとNO₃⁻-N含有率がP2より高まる傾向がみられた。

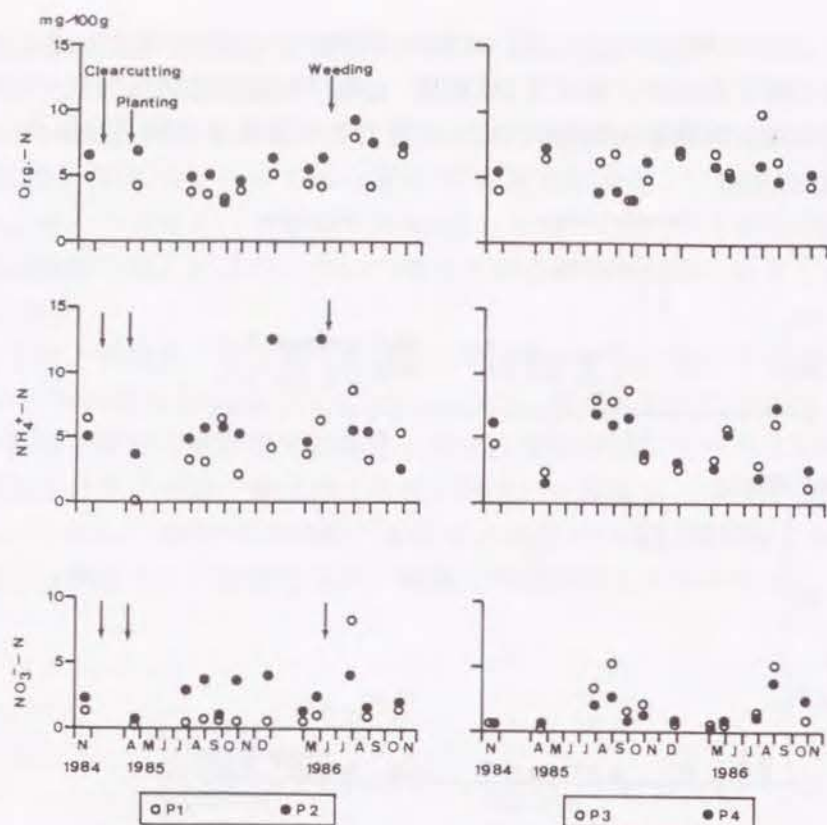


図3-13 A₀層のOrg.-N、NH₄⁺-NおよびNO₃⁻-N含有率の変動（天岳良試験地）

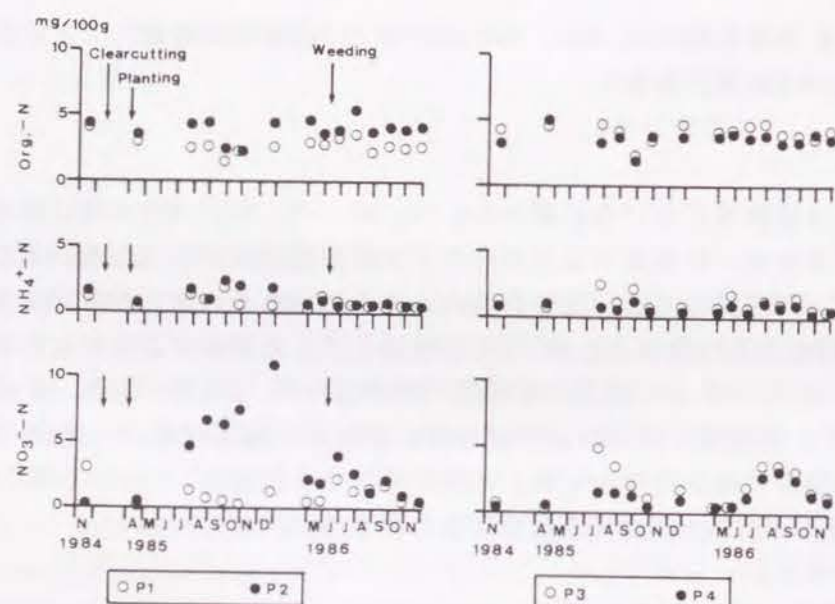


図3-14 A層土のOrg.-N、NH₄⁺-NおよびNO₃⁻-N含有率の変動（天岳良試験地）

図3-14に天岳良試験地におけるA層土のOrg.-N、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N含有率の変化を示した。A層土のOrg.-N含有率は、皆伐跡地ではほとんどの場合、P2がP1より高かったが、対照林分ではP3とP4に大きな差はみられなかった。NH₄⁺-N含有率は、皆伐1年目にP2がP1よりやや高いものの、2年目には両プロットともに1mg/100g以下のレベルに低下した。矢板試験地では皆伐後1年目に斜面上部で顕著にNH₄⁺-N含有率が上昇したが、天岳良試験地ではこうした傾向はみられなかった。一方、NO₃⁻-N含有率は、皆伐後P1で矢板試験地の斜面下部と同様に低下傾向を示した。逆に、P2では皆伐1年目に月を追うに従って含有率が直線的に上昇し、12月には10mg/100gに達した。しかし、2年目には減少傾向を示し、11月にはP1とほぼ同じレベルに低下した。対照林分では、Org.-NとNH₄⁺-N含有率の季節変動は不明瞭であるが、NO₃⁻-N含有率は夏期に高まり、しかも凹地形のP3が凸地形のP4よりやや高い傾向を示した。

以上のように、森林の皆伐は表層土の無機態Nの動態に強い影響を与えているが、斜面位置や微地形によって異なる様相を示した。Frazer *et al.*, (1990)は、一般に森林の皆伐によって、土壌中および土壌溶液中のNO₃⁻-N濃度は上昇するが、上昇率は場所によるばらつきが大きいとしている。山谷(1995)は、皆伐跡地の物質動態は皆伐前の堆積有機物や林床植生の状態に強い影響を受けるとしている。小林(1982)は、皆伐によって表層土の理化学性は変化するが、その作用因子は斜面位置や微地形によって異なるとしている。また同時に、皆伐後に斜面上部で急激な分解によるとみられるH層の減少を認めている。

本研究の結果では、斜面上部や凸地形の部分は、皆伐1年目に表層土のNH₄⁺-NまたはNO₃⁻-N含有率が顕著に上昇する傾向が認められた。しかし、一時的に含有率が急激に上昇した場合でも、皆伐2年目の秋にはいずれも含有率は低下する傾向を示した。一方、皆伐前にNO₃⁻-N含有率の高かった斜面下部や凹地形の部分では、皆伐後にNO₃⁻-N含有率の低下する傾向が共通して認められた。

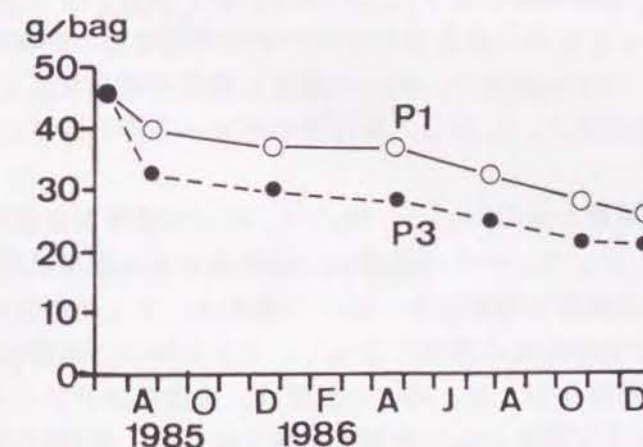


図3-15 リターバッグ内のヒノキ葉の重量変化（天岳良試験地）

天岳良試験地では、枝条の分解・消失過程を把握するため、P1（皆伐凹地形）とP3（対照凹地形）において、リターバッグ法を用いてヒノキ葉の重量の変化を調べた。図3-15に示したように、皆伐地のリターバッグ内のヒノキ葉は、対照林分より減少率が小さか

った。このことは、前述のように、皆伐地の表層土壌は閉鎖林内より強く乾燥するため、リターバッグ内のヒノキ葉の分解が進まなかったことによると考えられる。しかし、矢板試験地の斜面中腹（P2）と下部（P3）および天岳良試験地の凹地形部分（P1）では、皆伐1年目から2年目にかけて60~200kg/haのNを含むA₀層が減少している。また、矢板試験地の斜面上部（P1）や天岳良試験地の凸地形部分（P2）では、斜面下部や凹地形部分より量的には少ないが、Nとして数10kg/haに相当するA₀層が減少している。皆伐地では、一時に大量に供給された枝条の分解によって、多量の無機態Nが生成され、同時に皆伐前から存在したA₀層の分解が進んだことが考えられる。一方、植栽木を含む植物のN含有量は、皆伐2年目には少ない部分でも数10kg/ha、多い部分では80~90kg/ha以上に達することから、生成された無機態Nのかなりの部分が植物体に吸収されたと推定される。特に、第2章で示したように、斜面下部や凹地形の適潤性土壌の部分では、NO₃⁻-Nを多量に吸収する植生が多いことも土壌のNO₃⁻-N含有率を低下させた原因の一つと考えられる。斜面上部や凸地形部分でも、皆伐2年目には植生によるN吸収量の急激な増加によって、土壌の無機態N含有率が低下傾向を示した。

4. 表面流去水およびA層重力水の無機態Nの変動

図3-16に矢板試験地における表面流去水のOrg.-N、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N濃度の変動を、図3-17にK、Ca、Mg濃度の変動を示した。Org.-N濃度は、皆伐前後を通じてP1>P2>P3の傾向が継続するが差は小さく、皆伐の影響もほとんど認められなかった。NH₄⁺-N濃度は、皆伐前後を通じてOrg.-Nと同様にP1>P2>P3の傾向がみられた。しかし、皆伐後は1年目、2年目を通じて、P3がほぼ痕跡程度の濃度に終始した。NO₃⁻-N濃度は、皆伐前はP2≒P3>P1であったが、皆伐1年目にはP2とP3で低下した。特に、P3では1年目の11~12月、2年目の9月以降は痕跡程度に低下し、P1より低い濃度となった。K濃度は、皆伐2年目の12月にいずれのプロットも高い値を示したが、その他は皆伐の影響とみられる大きな変化が認められなかった。CaとMg濃度は、NO₃⁻-N濃度と類似の傾向を示し、皆伐後はP2とP3で濃度の低下が認められた。しかし、皆伐後のプロット間の差はわずかであった。

図3-18に矢板試験地におけるA層重力水のOrg.-N、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N濃度の変動を、図3-19に同じくK、Ca、Mg濃度の変動を示した。Org.-N濃度は、表面流去水と同様にプロット間の差が小さく、ほぼ0.5mg/L程度の濃度で推移した。NH₄⁺-N濃度は、P1が顕著に高く、P2とP3は皆伐前後を通じてほぼ痕跡程度の濃度であった。P1のNH₄⁺-N濃度は、皆伐1年目に高まったが、2年目には低下傾向を示した。NO₃⁻-N濃度は、皆伐前はP3>P2>P1の傾向が明瞭で、特にP3では10月以降に15mg/Lを超える値を示した。皆伐1年目には、P3で明かな低下とP2でわずかな上昇傾向を示した。皆伐2年目には、P3が痕跡程度の濃度に終始し、P2も9月以降は痕跡程度に濃度が低下した。逆に、P1は2年目に上昇傾向を示し、6月以降はP1>P2≒P3となった。P3では、皆伐後にA層土壌、表面流去水、A層重力水ともに顕著にNO₃⁻-N濃度が低下した。CaとMg濃度は、皆伐前後を通じてNO₃⁻-N濃度とはほぼ同じ傾向を示した。

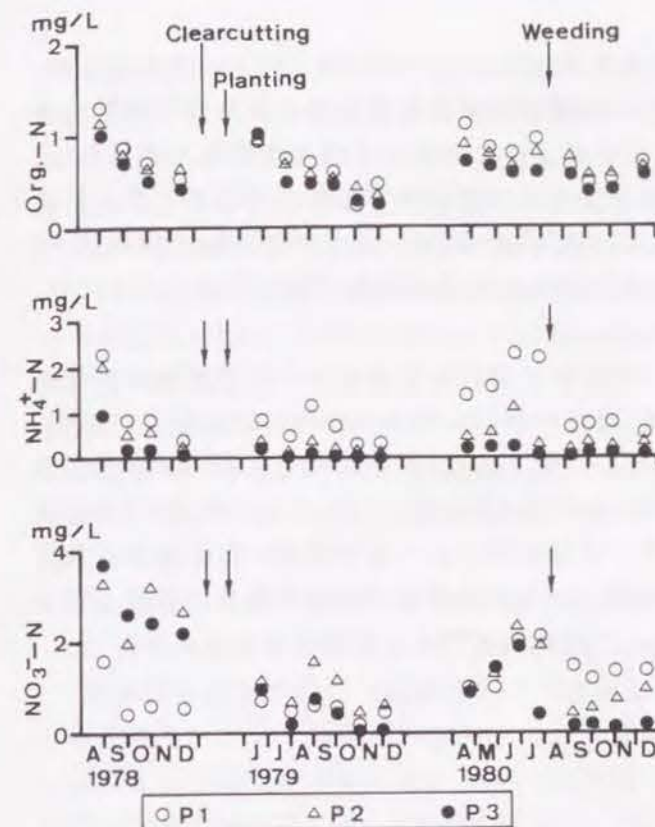


図3-16 表面流去水のOrg.-N、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N濃度の変動（矢板試験地）

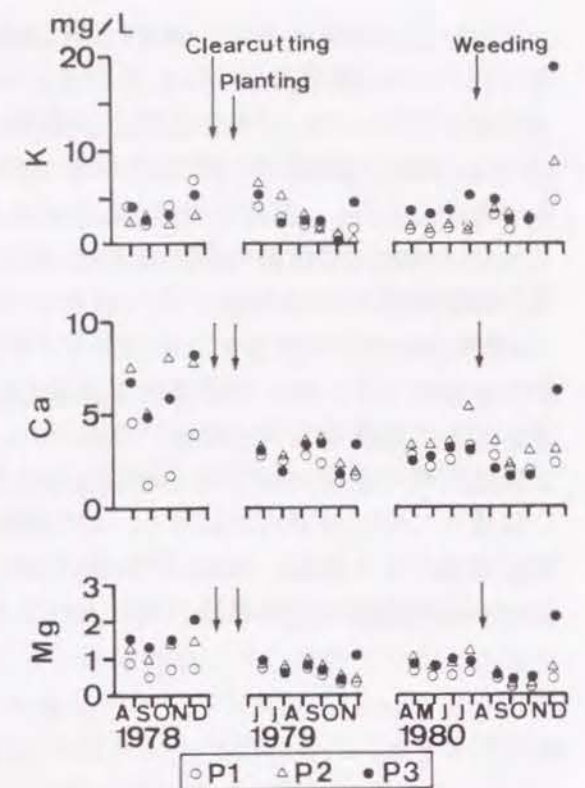


図3-17 表面流去水のK、Ca、Mg濃度の変動（矢板試験地）

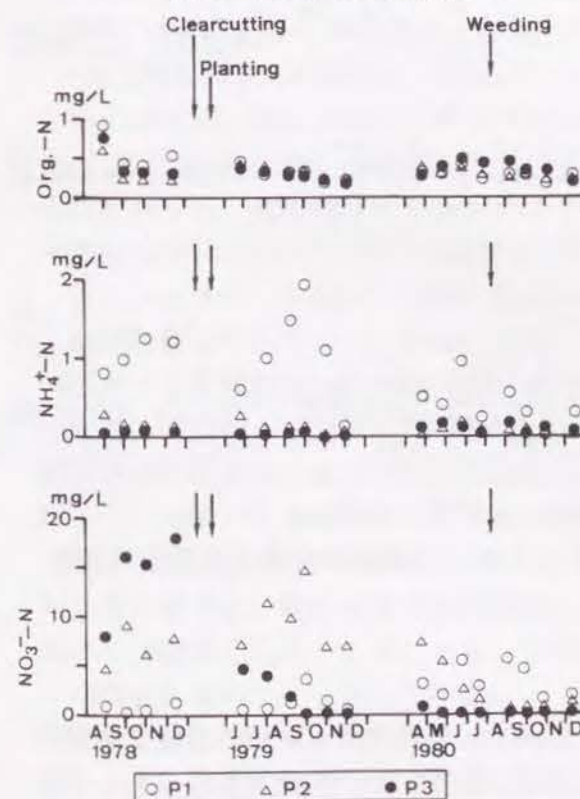


図3-18 A層重力水のOrg.-N、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N濃度の変動（矢板試験地）

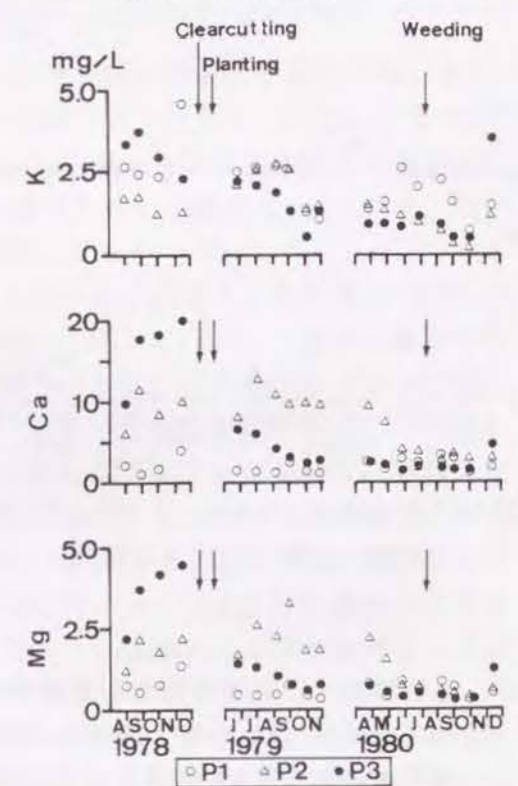


図3-19 A層重力水のK、Ca、Mg濃度の変動（矢板試験地）

次に、図3-20に天岳良試験地における表面流去水のOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の変動を、図3-21にA層重力水のOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の変動を示した。天岳良試験地の表面流去水では、Org.-N濃度と $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度には皆伐によるとみられる大きな変化がみられなかった。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は、皆伐1年目と2年目の7月までは凹地形のP1が凸地形のP2より高かった。しかし、2年目の8月以降はP1で急激に低下したため、P2がP1より高い値となった。また、皆伐地の表面流去水で $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度が対照林分より高い値を示したのは、P2の濃度が高まった2年目の5~7月だけであった。

A層重力水についても、Org.-N濃度と $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度には皆伐によるとみられる大きな変化がみられなかった。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は、皆伐2年目の5月に一時的に高まったが、この他にはP1、P2ともに顕著な上昇はみられなかった。ただし、P1では1年目の12月と2年目の7月以降は痕跡程度の濃度に低下し、対照林分より明らかに低い値となった。また、P2でも2年目には徐々に $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度が低下し、8月以降はP1とほぼ同じレベルで変動した。なお、天岳良試験地のP1では、皆伐2年目の8月4日に台風とともに豪雨で崩壊が起き、設置した土壤溶液採取装置や計測機器が破壊されたため、この時の試料水は採取できなかった。

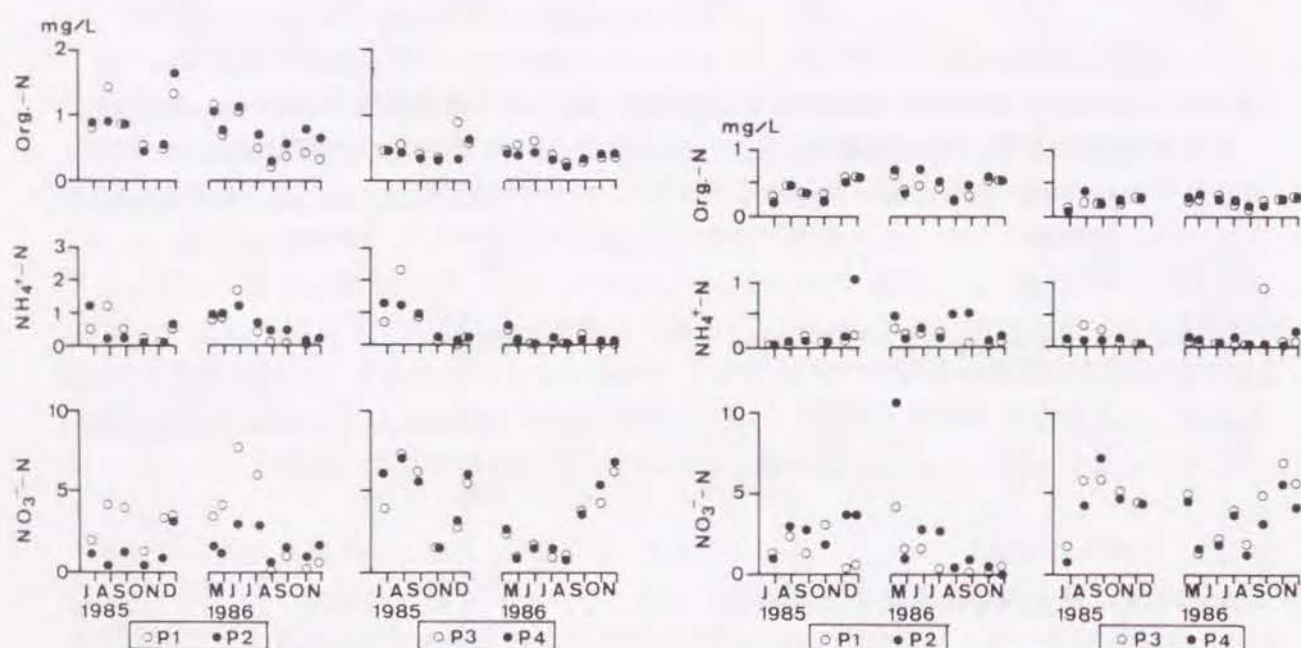


図3-20表面流去水のOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の変動（天岳良試験地） 図3-21 A層重力水のOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の変動（天岳良試験地）

5. 毛管移動水と毛管停滞水の無機態Nの変動

天岳良試験地では、A層土壤中の毛管移動水を吸引法で、毛管停滞水を遠心分離法で採取し、溶存する無機態Nおよび他の主要物質の動態と皆伐の影響について検討を行った。このうち、遠心分離法は、加圧板法などより操作が容易であるため、土壤の水分特性や保水量の解析などに多く用いられてきた（岩田1968、須藤1970、桜井1976、軽部1978、前田ら19

79、塩沢ら1985）。しかし、遠心分離法では、土壤試料の圧縮による土壤構造の破壊、有機質土壌での過剰な脱水などの問題点が指摘されている（軽部1978、塩沢ら1985）。山崎ら（1969）は、100cc採土円筒に充填した土壤試料にpF4.3相当の遠心力をかけて土壤溶液を採取し、その溶存物質濃度を調べた結果、約30分の遠心分離で分析に必要な液量が得られ、遠心分離時間の長短は溶液の塩類濃度には無関係であるとしている。日本の森林土壌について、遠心分離法で採取した土壤溶液の溶存物質の動態に関しては、研究事例が少ない（加藤ら1989a、加藤ら1989b、Takahashi, 1995）。そのため、乾燥領域の土壤溶液の溶存物質の動態については未解明な状態である。なお、本章において毛管停滞水とした土壤溶液は、土壤試料採取時にpF2.7以下であれば、厳密には毛管移動水を含んだ土壤溶液である。しかし、本研究では、遠心分離を行うに当たって、pF2.7相当以下の土壤溶液を分別採取していないため、pF4.12相当の遠心分離で採取した土壤溶液を毛管停滞水として扱い、以下の検討を行った。

図3-22に吸引法で採取したA層毛管移動水のOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の変動を、図3-23に遠心分離法で採取したA層毛管停滞水のOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の変動を示した。

A層毛管移動水のOrg.-N濃度と $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は、P1では変動が小さく比較的安定した傾向がみられた。P2ではOrg.-N濃度と $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度の変動が大きく、皆伐1年目にはP1より高い濃度を示す場合が多かった。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は、皆伐1年目にP2で約40mg/Lに達する高濃度を示す場合がみられたが、2年目には徐々に低下し、9月以降はP1と同レベルとなった。P1では、重力水の場合は皆伐によるとみられる $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の高まりが認められなかったが、毛管移動水の場合は皆伐1年目の夏期にP2ほどではないが20mg/Lを超える値を示した。しかし、皆伐2年目には重力水より低い濃度に終始した。

A層毛管停滞水のN濃度は、皆伐1年目にP2で重力水や毛管移動水より著しく高い値を示しOrg.-Nと $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は10mg/L、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ は180mg/Lに達する高い値を示した。一方、P1では、皆伐1年目の9月以降、ほぼ痕跡程度の濃度で推移し、P2のように濃度の高まる傾向はみられなかった。対照林分のP3やP4では、2年間を通じてOrg.-N濃度は5mg/L以下、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は0.5mg/L以下、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は25mg/L以下で推移した。

以上のように、皆伐は、移動・保持特性の異なる土壤溶液に溶存する各形態Nの濃度変動に強い影響を与えている。また、移動・保持特性の違いに応じて、Org.-N濃度は概ね毛管停滞水>毛管移動水≒重力水の傾向がみられたが、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度はばらつきが大きく一定の傾向はみられなかった。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は、P2、P3、P4ではほぼ全期間を通じて毛管停滞水>毛管移動水>重力水という傾向がみられた。しかし、P1では高濃度時に同様の傾向を示したが、低濃度時は一定の傾向を示さなかった。後述するように（第4章）、400cc採土円筒で採取して培養を行った土壌を、飽水後pF1.4、1.8、2.7と段階的に加圧脱水した土壤溶液では、高いpF値で加圧脱水した土壤溶液ほど $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、CaおよびMg濃度は上昇することが認められた。このことは、土壌中で強く保持され、移動しにくい土壤溶液ほど $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度が高いことを示している。

本研究においても、図3-24に示したように、吸引法で採取した毛管移動水の $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度に対して、同時期に遠心分離法で採取した毛管停滞水の $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は、P1を除いてほぼ1:1の直線上または上側に位置し、毛管停滞水≧毛管移動水の傾向が認められた。しかし、P1が他のプロットと異なる傾向を示した原因については不明である。このことは、P1

を除けば、より強く土壌に保持され、移動しにくい土壌溶液ほど NO_3^- -N濃度が高いことを意味している。すなわち、重力水は、降雨中または降雨直後に発生し、粗大な非毛管孔隙を速やかに移動する（有光1982）。そのため、重力水の段階では、降雨による希釈とともに、土壌構造の内部やより小さい孔隙中で生成または保持されている NO_3^- -Nが、十分に拡散していないことが考えられる。降雨後、重力水の移動が終息し、毛管移動水としての移動が主体になる段階では、水分の移動速度が遅くなるため、土壌との接触時間が長く、土

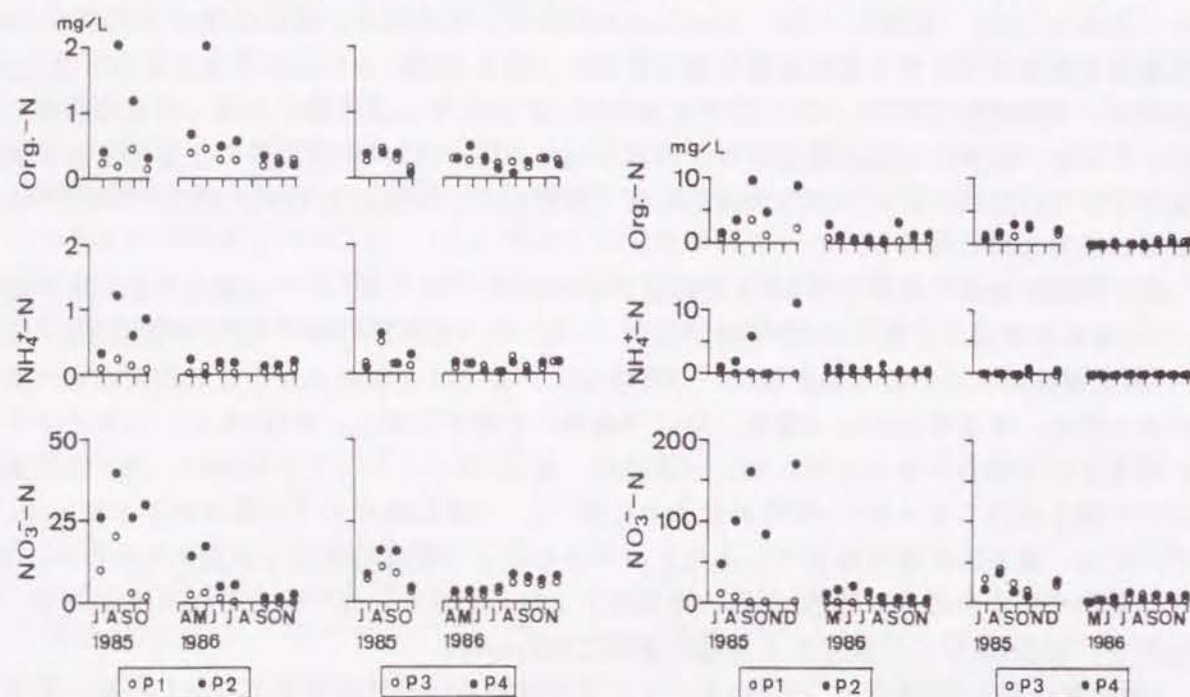


図3-22 A層毛管移動水のOrg.-N、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N濃度の変動（天岳良試験地）

図3-23 A層毛管停滞水のOrg.-N、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N濃度の変動（天岳良試験地）

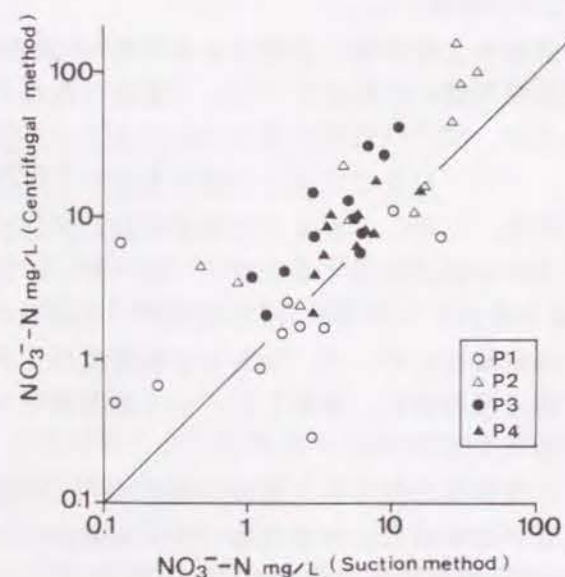


図3-24 毛管移動水と毛管停滞水の NO_3^- -N濃度の関係

壤から NO_3^- -Nなどの可溶性物質が溶出して濃度が高まることが考えられる。さらに、乾燥が強くなり、毛管停滞水の段階では、細孔隙中の土壌溶液も採取されるとともに、乾燥による濃縮効果も加わって、毛管移動水より高い濃度の NO_3^- -Nが検出されると推定される。

6. 土壌溶液のN溶存量

土壌溶液に溶存する物質の動態を詳細に比較するには、濃度と同時に溶存量の面からの検討が必要である。表面流去水とA層重力水については、第2章と同様に採取水量と濃度から溶存物質量を求めた。毛管移動水については、皆伐地のP1とP2で採取時の土壌のpF値が計測できず、吸引中の土壌のpF値からpF2.7に相当する土壌水分量が算出できない場合が多かった。そのため、毛管移動水の溶存物質量は、第2章と同様に採取した毛管移動水量と濃度から求めて比較を行った。ただし、吸引採取日数が1ないし2日と異なるため、吸引1日当たりの溶存量を求めて季節的な変動を解析した。毛管停滞水については、採取水量と濃度から溶存量を求め、土層厚10cm当たりの値に換算して比較を行った。

図3-25に矢板試験地における表面流去水、図3-26に同じくA層重力水のN溶存量の変動を、表3-9～表3-11に年ごとの溶存物質量を示した。表面流去水では、A層重力水に比べてOrg.-Nと NH_4^+ -Nの占める割合が高く、 NO_3^- -Nの割合が低かった。また、N溶存量は、皆伐前後のほぼ全計測期間を通じてP1>P2>P3であった。一方、A層重力水の場合は、皆伐1年目にP2で、2年目にはP1で溶存量が多く、特に NO_3^- -Nの増加が著しかった。P3は表面流去水、A層重力水ともに皆伐後にN溶存量が減少した。先に述べたように、溶存量は採取水量と溶存物質濃度の積から求めた。そのため、濃度変動ばかりでなく、降雨量に左右される採取水量の違いが溶存量に影響を与える。表面流去水の採取水量は、P1>P2>P3の傾向が明瞭で、P1はP2やP3の2.5～4倍の採取量があった。そのため、P1では皆伐前の NO_3^- -N濃度が低い時期においても、溶存量は多くなる傾向を示した。一方、皆伐前に NO_3^- -N濃度の高かったP2やP3では、採取水量が少なかったため、溶存量はP1より少ない値を示した。また、皆伐後に NO_3^- -N濃度の低下したP3では、採取水量も少ないため、溶存量はP2やP3に比べて著しく低い値で推移した。

A層重力水の場合は、採取水量は表面流去水ほどの違いがみられないため、溶存量の違いは濃度、特に NO_3^- -N濃度の差が強く反映している。A層重力水の NO_3^- -N濃度は、皆伐前はP2またはP3が高く、皆伐1年目にはP2で上昇、P3で低下した。皆伐2年目にはP1で上昇、P2で低下し、P3はほぼ痕跡程度で推移した。溶存量についてもこうした傾向が強く反映した変動となっている。また、皆伐前の計測期間にあわせて8月から11月に限定して比較すると、A層重力水の全N溶存量は、1978、79、80年の順に、P1が2.36、9.82、19.85kg/ha、P2が8.56、20.28、3.62kg/ha、P3が4.94、1.95、2.02kg/haとなった。このことから、N溶存量としてもP1の皆伐後の急激な増加、P2の皆伐1年目の急激な増加と2年目の低下、P3の皆伐後の低下が明瞭であった。

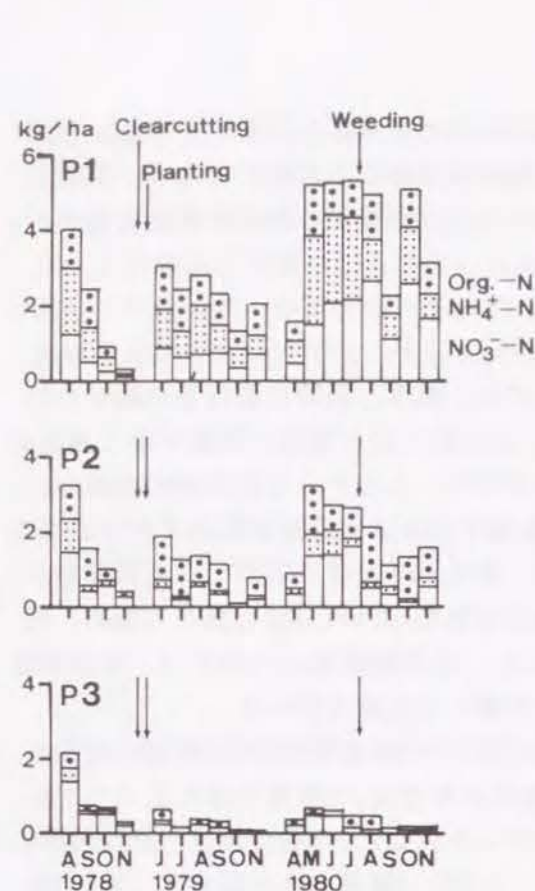


図3-25 表面流去水のN溶存量の変動
(矢板試験地)

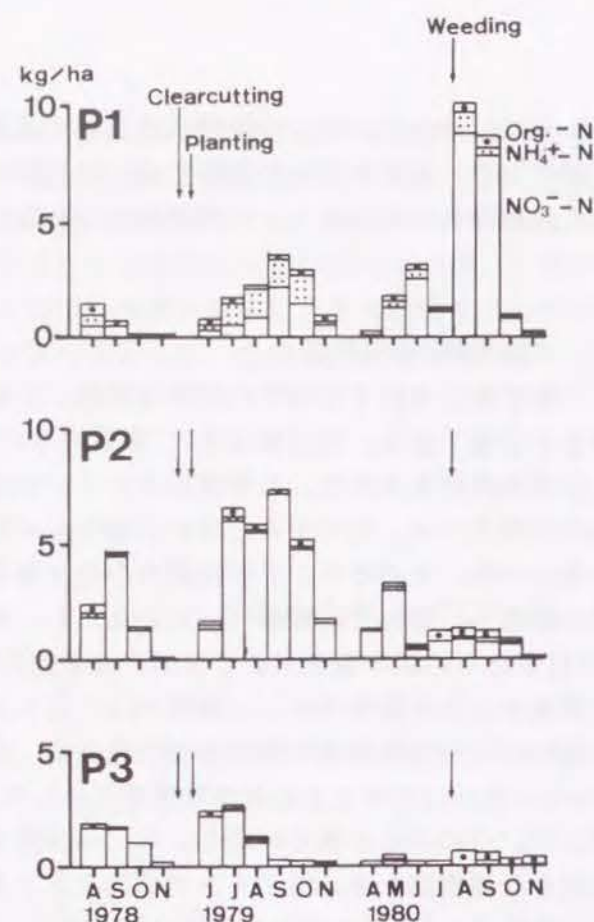


図3-26 A層重力水のN溶存量の変動
(矢板試験地)

表3-9 矢板試験地における降雨と重力水の溶存物質質量 (皆伐前、1978年8月～11月)

項目	水量 mm	NH ₄ ⁺ -N kg/ha	NO ₃ ⁻ -N kg/ha	Org. -N kg/ha	T-N kg/ha	K kg/ha	Ca kg/ha	Mg kg/ha
林外雨	449	3.05	1.26	1.92	6.23	1.58	1.79	0.28
P 1 林内雨	313	1.70	1.43	1.06	4.19	7.93	2.78	0.63
表面流去水	262	3.12	2.11	2.46	7.69	9.45	9.40	1.81
A層重力水	106	0.98	0.67	0.71	2.36	2.76	1.94	0.71
P 2 林内雨	284	4.32	4.48	1.34	10.14	9.29	5.54	1.43
表面流去水	97	1.15	2.79	2.27	6.21	2.68	18.20	1.24
A層重力水	116	0.24	7.87	0.45	8.56	1.91	8.93	1.98
P 3 林内雨	448	3.58	3.44	1.55	8.57	7.07	2.99	0.90
表面流去水	95	0.43	2.76	0.69	3.88	3.61	6.09	1.47
A層重力水	41	0.03	4.69	0.22	4.94	1.37	5.50	1.22

表3-10 矢板試験地における降雨と重力水の溶存物質質量 (皆伐1年目、1979年6月～11月)

項目	水量 mm	NH ₄ ⁺ -N kg/ha	NO ₃ ⁻ -N kg/ha	Org. -N kg/ha	T-N kg/ha	K kg/ha	Ca kg/ha	Mg kg/ha
林外雨	1432	5.01	3.81	3.10	11.92	1.84	4.40	0.96
P 1 表面流去水	896	4.94	4.05	5.14	14.09	18.92	19.68	4.98
A層重力水	508	4.90	6.02	1.39	12.31	10.16	7.59	2.40
P 2 表面流去水	213	0.43	2.04	5.00	7.47	7.35	25.22	1.55
A層重力水	275	0.25	26.78	1.51	28.54	6.14	52.36	6.38
P 3 表面流去水	143	0.15	0.66	0.77	1.58	4.70	3.80	1.20
A層重力水	328	0.17	5.85	1.06	7.08	4.84	13.48	3.13

表3-11 矢板試験地における降雨と重力水の溶存物質質量 (皆伐2年目、1980年4月～11月)

項目	水量 mm	NH ₄ ⁺ -N kg/ha	NO ₃ ⁻ -N kg/ha	Org. -N kg/ha	T-N kg/ha	K kg/ha	Ca kg/ha	Mg kg/ha
林外雨	1545	4.01	3.26	1.93	9.20	2.42	4.17	0.87
P 1 表面流去水	1000	11.41	14.10	7.11	32.62	23.94	24.47	4.20
A層重力水	511	2.15	22.62	1.50	26.27	9.50	14.34	3.65
P 2 表面流去水	560	2.23	6.28	7.09	15.60	18.04	34.21	4.16
A層重力水	480	0.35	7.93	1.42	9.70	3.56	19.81	3.52
P 3 表面流去水	236	0.29	1.37	1.36	3.02	12.81	6.54	1.92
A層重力水	496	0.32	0.72	2.09	3.13	4.48	9.71	2.34

表3-12、表3-13に天岳良試験地における降雨と重力水の溶存物質質量を示した。なお、先に述べたように、皆伐2年目の1986年8月には、台風にもなう豪雨でP 1の土壌溶液採取装置が破損したため、この時の溶存量は含まれていない。天岳良試験地においても、皆伐地の凹地形部分であるP 1では、凸地形部分のP 2や対照林分のP 3、P 4より、A層重力水のN溶存量が少ない傾向が認められた。形態別には、特にNO₃⁻-N溶存量の低下が著しかった。この傾向は、前述の矢板試験地の斜面下部と同様であった。P 2はP 1に比べてA層重力水の採取量が多く、皆伐1年目のNO₃⁻-N濃度が高かったため、溶存量も多くなった。P 2の表層土壌は、採土円筒試料の物理性分析の結果では、透水性が悪かったが、テンションフリーライシメーターでの重力水の捕捉量が多かった。しかしこれは、5個のテンションフリーライシメーターの平均値であり、個々にみると毎回ほとんど集水できないライシメーターや林外雨量より多くの集水量のみられるライシメーターがあるなど、ばらつきが大きかった。このことは、P 2の表層土壌は、平均的には透水性が悪く(表3-7)、乾燥しやすいが(図3-7)、降雨時には特定の水道を通して、降雨の多くの部分が重力水として浸透する可能性のあることを示している。矢板試験地においてもA層重力水の捕捉量は、斜面上部が比較的多く(表3-9～表3-11)、天岳良試験地のP 1と同様の傾向が認められた。

表3-12 天岳良試験地における降雨と重力水の溶存物質質量（皆伐1年目、1985年7月～12月）

プロット 項目	水量 mm	NH ₄ ⁺ -N kg/ha	NO ₃ ⁻ -N kg/ha	Org. -N kg/ha	T-N kg/ha	K kg/ha	Ca kg/ha	Mg kg/ha
皆伐地 林外雨	883	1.09	1.65	1.01	3.75	1.24	2.84	2.87
P 1 表面流去水	262	1.47	6.64	1.83	9.94	5.45	13.41	2.51
A層重力水	359	0.32	6.61	1.36	8.29	9.27	8.96	2.29
P 2 表面流去水	645	1.49	6.05	4.66	12.20	14.31	28.12	4.91
A層重力水	508	0.52	13.21	1.89	15.62	11.34	13.21	2.43
対照林分 林内雨	652	4.87	5.76	1.05	11.68	8.21	8.45	2.16
P 3 表面流去水	247	2.95	12.38	1.16	16.49	4.80	20.33	2.99
A層重力水	501	0.79	19.91	0.87	21.57	4.08	18.45	4.00
P 4 表面流去水	369	2.50	15.52	1.33	19.35	7.46	25.47	3.62
A層重力水	160	0.18	8.30	0.34	8.82	1.44	7.34	1.14

表3-13 天岳良試験地における降雨と重力水の溶存物質質量（皆伐2年目1986年5月～11月）

プロット 項目	水量 mm	NH ₄ ⁺ -N kg/ha	NO ₃ ⁻ -N kg/ha	Org. -N kg/ha	T-N kg/ha	K kg/ha	Ca kg/ha	Mg kg/ha
皆伐地 林外雨	1315	2.64	2.43	0.73	5.80	1.47	3.59	0.82
P 1 表面流去水	620	2.37	18.27	3.09	23.73	14.09	32.79	5.33
A層重力水	389	0.48	2.51	1.50	4.49	8.72	7.44	1.74
P 2 表面流去水	1149	7.61	19.88	7.90	35.39	35.96	42.98	7.10
A層重力水	800	3.12	8.41	3.33	14.86	11.86	7.56	2.14
対照林分 林内雨	991	6.21	6.16	1.29	13.66	8.71	8.00	2.53
P 3 表面流去水	193	0.35	5.20	0.71	6.26	3.04	9.02	1.80
A層重力水	968	2.27	26.53	1.61	30.41	8.75	21.87	5.97
P 4 表面流去水	372	0.56	7.92	1.31	9.79	5.35	12.29	2.59
A層重力水	376	0.30	8.45	0.75	9.50	3.50	6.65	1.52

注：P 1は1986年8月に台風により採取装置が破損したため、8月の値は含まれていない。

次に、図3-27に天岳良試験地における毛管移動水の溶存物質質量を示した。毛管移動水の採取水量は、凸地形のP 2が凹地形のP 1に比べて著しく少なかった。そのため、P 2はNO₃⁻-N濃度は高かったが、溶存量としてはP 1より少ない場合が多かった。また、P 1、P 2ともに、皆伐2年目の1986年には、毛管移動水のN溶存量が著しく減少した。しかし、対照林分のP 3とP 4でも1986年の溶存量が1985年より低下したため、皆伐地のP 1とP 2の低下が皆伐によるものか、年変動の範囲に含まれる違いかについては明かではなかった。

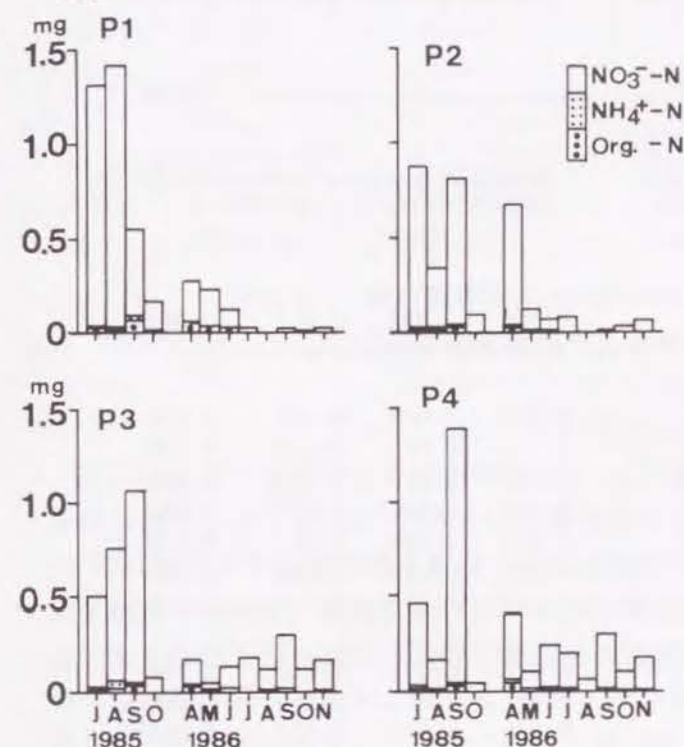


図3-27 A層毛管移動水のN溶存量の変動（吸引1日当たりの溶存量）

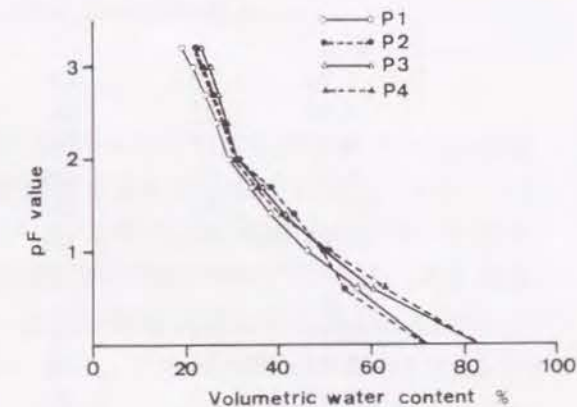


図3-28 表層土壌のpF-水分曲線

毛管移動水については、1986年に行った土壌調査時の円筒試料から、各プロットの表層土壌のpF-水分曲線を求め、これに吸引採取時の平均pF値を当てはめて土壌厚10cm当たりの毛管移動水量を算出した。さらに、毛管移動水量に各形態のN濃度を乗じて溶存量を求めた。

図3-28に表層土壌のpF-水分曲線、表3-14に吸引採取時の土壌厚10cm当たりの毛管移動水量と各形態Nの溶存量を示した。pF値の計測を6月に開始したため、5月以前の水分量は不明である。また、皆伐跡地のP 1とP 2は計測機器のトラブルや乾燥による水切れが多く、吸引採取時の欠測が多かった。そのため、P 1では7月の1回、P 2では11月の1回分の溶存量しか算出できなく、季節的な変動の把握や比較が困難であった。対照林分のP 3とP 4では、土壌厚10cm当たりの溶存量は、Org. -Nが0.01～0.02kg/ha、NH₄⁺-Nが0.01kg/ha以下、NO₃⁻-Nが0.1～0.6kg/ha程度で、大部分はNO₃⁻-Nが占めていた。また、季節的には、9月以降にやや溶存量が増加する傾向がみられた。

表3-14 A層毛管移動水の土壌厚10cm当たりN溶存量（天岳良試験地、1986年）

採取日	吸引中 平均pF値	毛管移動水量 m ³ /ha	Org. -N kg/ha	NH ₄ ⁺ -N kg/ha	NO ₃ ⁻ -N kg/ha	Total-N kg/ha
P 1						
6.25	欠測	81	0.024	0.003	0.011	0.038
7.30	1.82					
8.28	欠測					
9.26	欠測					
10.30	欠測					
11.27	欠測					
P 2						
6.25	欠測	35	0.008	0.006	0.082	0.096
7.30	欠測					
8.28	欠測					
9.26	欠測					
10.30	欠測					
11.27	2.30					
P 3						
6.25	1.90	60	0.017	0.006	0.107	0.130
7.30	1.92	56	0.013	0.002	0.160	0.175
8.28	2.12	37	0.010	0.010	0.186	0.206
9.26	2.01	44	0.008	0.005	0.273	0.286
10.30	2.19	30	0.009	0.002	0.161	0.172
11.27	2.00	43	0.012	0.008	0.259	0.279
P 4						
6.25	1.84	72	0.022	0.004	0.242	0.268
7.30	1.86	69	0.011	0.001	0.264	0.276
8.28	2.02	46	0.004	0.007	0.317	0.328
9.26	1.69	99	0.020	0.000	0.644	0.664
10.30	2.10	40	0.012	0.006	0.224	0.242
11.27	1.97	50	0.011	0.009	0.377	0.397

図3-29に土壌厚10cmあたりに換算したA層毛管停滯水のN溶存量の変動を示した。P 1では皆伐直後から他に比べて溶存量が少なく、皆伐2年目にはほぼ痕跡程度の値で終始した。皆伐1年目に毛管停滯水のNO₃⁻-N濃度が180mg/Lを超える値を示したP 2では、遠心分離による採取水量は少なかったが、溶存量は最も多かった。しかし、皆伐2年目の1986年には、急激に溶存量が減少した。

先に述べたように、遠心分離法で採取し、毛管停滯水として扱ってきた土壌溶液は、円筒試料採取時にpF2.7以下であれば毛管移動水を含むことになる。皆伐地のP 1とP 2は吸引採取時の毛管移動水量を算出できない場合が多かったが、対照林分のP 3とP 4では1986年6月以降の毛管移動水量を算出できた。また、遠心分離用の円筒試料は、毛管移動水の吸引と同時にその近傍で採取しており、pF2.7～pF4.12に相当する毛管停滯水量を推定することが可能と考えられる。

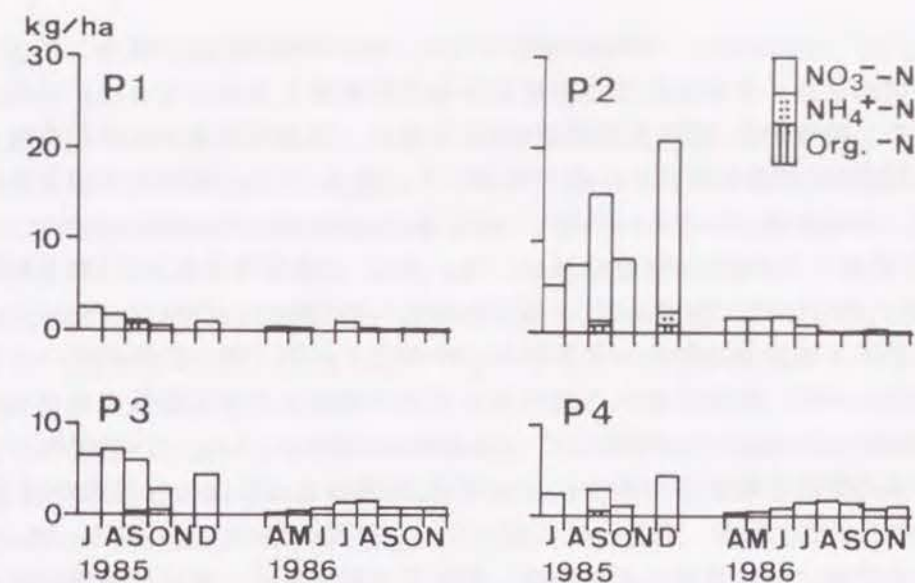


図3-29 A層毛管停滯水のN溶存量の変動
（天岳良試験地、土壌厚10cm当たりの溶存量）

表3-15に図3-30で示した毛管停滯水のN溶存量から表3-14で示した毛管移動水のN溶存量を差し引き、pF2.7～pF4.12相当の毛管停滯水のN溶存量を求めた結果を示した。pF2.7～pF4.12に相当する毛管停滯水量は、試料採取地が均一で、pF2.7より湿潤であれば一定値を示すはずであるが、現実には表2-14に示したように変化が大きかった。これは、吸引採取は一定の場所で行ったが、遠心分離用の円筒試料の採取が破壊調査となるため、毎回わずかず場所が異なること。吸引採取が1～数日間にわたり、この間に降雨のみられた場合があるためと考えられる。また、一部に計算上マイナスの値をとる場合がみられるが、ほとんどはプラスの値を示している。このことは、吸引法で採取した毛管移動水より、遠心分離法で採取した土壌溶液量とN溶存量が大きな値であることを示している。pF2.7～pF4.12相当の毛管停滯水においても、主要なNはNO₃⁻-Nが占めており、時期的には7～8月の溶存量が多かった。しかし、P 1とP 2では、1986年は皆伐2年目でNO₃⁻-N濃度が低下した時期に当たるため、溶存量も少なかった。

以上のように、皆伐前後の林地における土壌溶液のN溶存量は、移動・保持特性の違いとともに、斜面位置や微地形の違いによって異なる傾向を示した。このうち、表面流去水の場合は、皆伐前後を通じて、斜面下部より上部で、また凹地形部分より凸地形部分で全N溶存量が多かった。また、表面流去水では、矢板試験地の斜面下部（P 3）を除いて、A層重力水よりOrg. -NとNH₄⁺-N溶存量が多く、未分解のOrg. -Nや無機化の第1段階としてのNH₄⁺-Nが、土壌溶液より高い割合で溶存している傾向が認められた。

A層重力水の場合は、皆伐後に斜面下部または凹地形の部分でNO₃⁻-N溶存量が顕著に低下した。斜面上部や中腹では皆伐後にNO₃⁻-N溶存量が急激に増加した。しかし、皆伐1年目または2年目の夏まで増加傾向を示した場合でも、2年目の秋には減少傾向を示した。

A層毛管移動水の場合は、濃度は凸地形部分が凹地形部分より高かったが、吸引採取水量は凸地形部分で著しく少なく、吸引1日当たりのN溶存量は凸地形部分で少ない場合が多か

った。皆伐2年目には、凹地形部分、凸地形部分ともに、N溶存量は急激に減少したが、閉鎖林内でも同様の傾向がみられたため、この変化が皆伐の影響とは特定できなかった。

土壌厚10cmあたりに換算したA層毛管停滞水のN溶存量は、凹地形部分では皆伐直後から著しく少なく、皆伐2年目には痕跡程度の量で推移した。皆伐1年目に顕著な高濃度を示した凸地形部分では、採取水量は少なかったが、N溶存量は凹地形部分より高い値を示した。しかし、皆伐2年目には、N溶存量が急激に減少した。また、A層毛管移動水、A層毛管停滞水ともに、溶存Nの大部分は NO_3^- -Nであり、Org.-Nや NH_4^+ -Nの割合は非常に少なかった。

これらのことから、土壌溶液の NO_3^- -N溶存量は、皆伐後に斜面下部や凹地形部分で減少する傾向がみられる。一方、斜面上部や凸地形部分では、濃度と同様に皆伐直後にN溶存量は増加するが、皆伐2年目の夏または秋までには減少傾向が認められる。この傾向は、A層土壌の NO_3^- -N含有率の変動と類似しており、土壌溶液のN溶存量は土壌の無機態Nの変動を反映している。また、N溶存量は、濃度の場合ほどプロット間の差が大きくなかった。濃度は降雨による希釈や乾燥による濃縮の影響を強く受けて変動するが、溶存量は濃度ほどその影響を受けずに変動すると考えられる。

表3-15 pF2.7~pF4.12相当のA層毛管停滞水量とN溶存量
(天岳良試験地、1986年、土壌厚10cm当たり)

採取日	毛管停滞水量 m^3/ha	Org.-N kg/ha	NH_4^+ -N kg/ha	NO_3^- -N kg/ha	Total-N kg/ha
P 1					
7.28	82	0.133	0.020	1.055	1.208
P 2					
11.27	42	0.091	0.013	0.103	0.207
P 3					
6.23	94	0.083	0.005	0.537	0.625
7.28	124	0.027	-0.002	1.152	1.177
8.27	73	0.046	0.005	1.217	1.268
9.25	80	0.106	0.015	0.679	0.800
10.29	64	0.104	0.013	0.756	0.873
11.26	83	0.099	0.007	0.583	0.689
P 4					
6.23	108	-0.009	0.034	0.739	0.764
7.28	82	0.033	0.020	1.308	1.361
8.27	120	0.033	0.028	1.376	1.437
9.25	75	0.084	0.021	0.804	0.909
10.29	103	0.108	0.005	0.674	0.787
11.26	97	0.124	0.003	0.734	0.861

7. 皆伐による攪乱とN動態の安定化

先に述べたように、森林の皆伐によって土壌表層部の温度が数℃上昇し、乾燥が強くなるなど環境条件が変化するとともに、多量の枝条が一時に供給され、これらの分解によって無機態N生成量が増加する。また一方で、植物による無機態Nの吸収量も変化する。その結果、皆伐地の土壌や土壌溶液のN動態は、閉鎖林分とは異なった様相を呈する。Likens *et al.*, (1970) は、アメリカ・ニューハンプシャー州の落葉広葉樹林を皆伐後、2年間にわたって除草剤を散布して植生の回復を抑制した結果、流出する NO_3^- -NやCaなどの濃度が、皆伐5ヶ月後から急激に上昇し、この傾向が2年以上継続したことを報告している。しかし、流出水の NO_3^- -N濃度は、除草剤の散布を中止し、Pin cherry (*Prunus pensylvanica*) を始めとする植生の回復にともなって急激に低下する傾向を示した (Bormann *et al.*, 1974, Marks, 1974)。この結果は、森林の皆伐直後のN動態に植物が強く関与しており、有機物の分解によって皆伐直後から多量に生成される NO_3^- -Nは、植物に吸収されなければ、その多くの部分が流出することを示唆している。

本論文で対象とした矢板試験地の斜面上部や中腹、天岳良試験地の凸地形部分では、皆伐1年目または2年目の夏期まで表層土壌の NO_3^- -N含有率や土壌溶液の NO_3^- -N濃度および溶存量が上昇した。しかし、これらは、皆伐2年目の10月または11月までには、いずれも低下傾向を示した。一方、斜面下部や凹地形部分では、皆伐1年目から NO_3^- -N含有率や濃度が、皆伐前または隣接する閉鎖林分のレベルより低下する傾向を示した。第2章で示したように、斜面下部の適潤性土壌の部分には、 NO_3^- -Nを多量に吸収する植物種が多く分布し、皆伐直後からこれらが急速に繁茂した。同時に、斜面下部や凹地形部分では、斜面上部や凸地形部分より植栽木の成長が良好であった。したがって、斜面下部や凹地形部分は、斜面上部や凸地形部分より植物の NO_3^- -N吸収量が多く、皆伐直後から土壌の NO_3^- -N含有率や土壌溶液の NO_3^- -N濃度および溶存量が顕著に低下したとみられる。

次に、矢板試験地のN動態について、皆伐前後の林分全体としての定量的評価を行った。矢板試験地の土壌型分布や図3-3に示した縦断面図、並びに小林 (1982) の地形解析の結果から、斜面上部 (P 1) ・中腹 (P 2) ・下部 (P 3) で代表した斜面各部位の面積を求めた。その結果、皆伐面積0.91haに対し、P 1 ・ P 2 ・ P 3 に相当する部分は、それぞれ0.36ha、0.30ha、0.25haであった。表3-16に斜面各部位の面積を加味した林分全体としての A_0 層N現存量、林床植生地上部N現存量、および8月から11月までのA層重力水の NO_3^- -N溶存量の加重平均値を示した。林分全体としての A_0 層N現存量は、皆伐1年目に103.14kg/ha増加したが、2年目は1年目より46.47kg/ha減少した。林床植生地上部N現存量は、皆伐1年目に11.74kg/ha、2年目はさらに44.70kg/ha増加した。すなわち、皆伐1年目から2年目にかけて、 A_0 層N現存量が46.47kg/ha減少したのに対し、林床植生地上部N現存量はこれとほぼ同量の44.70kg/ha増加したことになる。林床植生地上部N現存量には植栽木や地下部のN現存量が含まれていないため、それらを加えるとさらに大きな値となり、林分全体としては A_0 層の分解による減少分より多くのNが植物に吸収されたことを示している。一方、A層重力水の NO_3^- -N溶存量は、皆伐1年目に皆伐前より4.57kg/ha増加したが、皆伐2年目には3.68kg/haの増加にとどまった。また、日本の森林における蒸発散量は、降雨量の40~60%の場合が多い (服部1992)。そこで降水量の50%が蒸発散によって消失し、蒸発散以外の部分が流出するとした場合、1978年8~11月は降雨量449mmに対して流出水量225mm、同様に1979年8

～11月は降雨量949mmに対して流出水量475mm、1980年8～11月は降雨量989mmに対して流出水量495mmとなった。さらに、A層重力水に溶存する NO_3^- -Nが全て流出すると仮定した場合、各年の8～11月のA層重力水の NO_3^- -N溶存量が4.15kg/ha、8.72kg/ha、7.83kg/haであることから、それぞれの期間中に流出する NO_3^- -N濃度は、皆伐前が1.84mg/L、皆伐1年目が1.84mg/L、2年目が1.58mg/Lとなる。先に述べたように、P1やP2では皆伐後にA層重力水の NO_3^- -N濃度や溶存量は上昇したが、P3では皆伐1年目から顕著に低下し、P2でも2年目には低下傾向を示した。そのため、これら低下部分の寄与が大きく、林分全体としての NO_3^- -N流出濃度は、皆伐後にむしろ低下したとみられる。

皆伐時に新たに多量の枝条が供給され、その分解によって NO_3^- -N生成量が急激に増加しても、林床植生や植栽木がその多くを吸収し、土壤の NO_3^- -N含有率や土壤溶液の NO_3^- -N濃度や溶存量の上昇を抑制していることが明かである。その結果、斜面位置や微地形による違いはあっても、大規模な崩壊や土壤侵食がなければ、通常の皆伐によるN動態の攪乱は、林床植生の急速な繁茂や植栽木の成長にともなって、1ないし2年の比較的短期間で安定化に向かうと考えられる。また、林分全体としての NO_3^- -N流出濃度も皆伐後に上昇することではなく、むしろ低下傾向を示すとみられる。

表3-16 林分全体としてのA層および林床植生地上部のN現存量とA層重力水の NO_3^- -N溶存量の変化（矢板試験地）

年	A層N現存量 kg/ha	林床植生地上部 N現存量 kg/ha	A層重力水 NO_3^- -N溶存量 (8月～11月) kg/ha
1978年（皆伐前）	81.57	9.05	4.15
1979年（皆伐1年目）	184.71	20.79	8.72
1980年（皆伐2年目）	138.24	65.49	7.83

第4節 要約

栃木県矢板市と茨城県岩瀬町において、ヒノキ人工林の斜面位置や微地形が異なる部分を対象に、皆伐が土壌や移動・保持特性の異なる土壌溶液の無機態N動態に与える影響を解析した。その結果、以下のことが明かとなった。

1. 皆伐によって、表層土壌の乾燥度合いが強まり、地温も林内より平均数℃上昇する傾向が認められ、特に凸地形部分でその傾向が顕著であった。

2. 皆伐後、急激に繁茂した林床植生の地上部N現存量は、2年目には斜面中腹の急傾斜地で数10kg/ha、斜面上部や下部では80～90kg/haに達した。また、植栽木の成長は、斜面下部や凹地形部分が斜面上部や凸地形部分より良好であった。そのため、植物によるN吸収・固定量は、斜面下部や凹地形部分が斜面上部や凸地形部分より多いと推定された。

3. 皆伐時に林地に放置された枝条は、皆伐前のA層量の数倍～10倍に達した。しかし、堆積有機物量は、皆伐2年目にはいずれの部分でも減少し、減少率の高い部分では1年目の50%程度になった。減少した堆積有機物の多くは、急激な分解によって無機化され、速やかに植物に吸収されたと考えられた。

4. 斜面上部や凸地形部分では、皆伐1年目に表層土壌の NH_4^+ -Nまたは NO_3^- -N含有率が顕著に上昇した。しかし、皆伐2年目の秋には、いずれも含有率が低下した。一方、皆伐前に NO_3^- -N含有率が高かった斜面下部や凹地形部分では、皆伐後に NO_3^- -N含有率が低下傾向を示した。皆伐後の表層土壌の無機態Nの動態には、一時に多量に供給された枝条の分解と皆伐前の堆積有機物や土壌有機物の分解が強く影響していると推定された。

5. A層重力水の NO_3^- -N濃度は、皆伐前は斜面下部が高く、斜面上部で低かった。しかし、皆伐後は、斜面下部で濃度の低下が著しく、中腹と上部で濃度が上昇した。また、凸地形部分と凹地形部分の比較においても、凹地形部分は皆伐1年目と2年目の秋期に NO_3^- -N濃度が痕跡程度に低下した。A層重力水の場合は、 NO_3^- -N濃度は皆伐直後に一時的に上昇する場合がみられたが、皆伐2年目にはいずれも皆伐前より低下する傾向が認められた。

A層重力水のN溶存量は、皆伐後に斜面上部で急激な増加、中腹で皆伐1年目の急激な増加と2年目の低下、斜面下部で皆伐後の顕著な低下傾向が認められた。斜面下部での皆伐直後からの低下には、 NO_3^- -N吸収量の多い植物が多く分布し、これらが皆伐直後から旺盛に繁茂することや植栽木の成長量が大いことによって、 NO_3^- -N吸収量の多いことが影響していると考えられた。

6. A層毛管移動水の場合は、凸地形部分で皆伐1年目に NO_3^- -N濃度が上昇し、2年目の秋には顕著に低下した。凹地形部分では、皆伐2年目には重力水より NO_3^- -N濃度が低下した。土壌のpF-水分曲線と吸引採取時のpF値から毛管移動水量を求め、これに濃度を乗じて土壌厚10cm当たりのA層毛管移動水のN溶存量を算出した。皆伐跡地では吸引時のpF値が計測できない場合が多く、N溶存量を算出できなかったが、対照林分ではOrg.-Nが0.01～0.02kg/ha、 NH_4^+ -Nが0.01kg/ha以下、 NO_3^- -Nが0.1～0.6kg/ha程度の値を示した。

7. A層毛管停滞水では、凸地形部分で皆伐1年目に NO_3^- -Nが180mg/Lに達する高濃度を示した。凹地形部分では皆伐1年目の9月以降、ほぼ痕跡程度の濃度で推移した。同時期に吸引法で採取した毛管移動水と遠心分離法で採取した毛管停滞水の NO_3^- -N濃度を比較した結果、皆伐跡地の凹地形部分を除いて、毛管停滞水≧毛管移動水の傾向が認められ、より強く土壌に保持されている土壌溶液ほど NO_3^- -N濃度が高かった。

土壌厚10cm当たりのA層毛管停滞水のN溶存量は、凹地形部分では皆伐直後から他に比べて少なく、皆伐2年目にはほぼ痕跡程度の量に低下した。凸地形部分では、濃度の場合と同様に皆伐1年目は溶存量が最も多かったが、2年目には急激に低下した。

8. 皆伐時に供給された多量の枝条の分解によって NO_3^- -N生成量が急激に増加しても、その多くの部分が林床植物や植栽木に吸収・固定される。その結果、斜面下部や凹地形部分では皆伐1年目から、斜面上部や凸地形部分でも2年目の10ないし11月には、土壌の NO_3^- -N含有率や土壌溶液の NO_3^- -N濃度および溶存量が低下する傾向が明かであった。また、矢板試験地では、林分全体としてのA層重力水の NO_3^- -N溶存量は皆伐後に4~5kg/ha増加したが、これらが全て流出したと仮定しても、林分全体からの流出濃度は逆に低下したとみられた。これらのことから、通常の皆伐によるN動態の攪乱は、斜面位置や微地形による違いはあっても、皆伐後1ないし2年で安定化の方向に向かい、皆伐後に NO_3^- -N流出濃度が低下すると考えられた。

第4章 間伐が森林生態系の窒素動態に与える影響

第1節 研究の目的

間伐は、密度調節による個体間競争の緩和とともに、気象害や病虫害に対する抵抗性の向上、環境保全的機能や地力の維持・保全を目的として行われる（浅田1985）。また、間伐による林冠の疎開や枝条の放置にともなう、林内微気象や土壌の理化学性、水分動態などが変化する（荒木ら1987、服部ら1988、平井ら1992）。しかしながら、間伐にともなう土壌や土壌溶液のNをはじめとする物質動態の変化については、研究事例が少なく（Beets and Pollock, 1987、加藤ら1989b、加藤ら1989c）、未解明な点が多く残されている。

本章では、間伐前後のヒノキ林を一つの生態系として捉え、その地上部と地下部において、固体部分、液体部分、気体部分の構成要素をコンパートメントとする。各コンパートメントそれぞれの炭素・窒素の動態を明らかにし、間伐によって相互の移動・循環過程がどのように変化するかを解析する。また特に、間伐時に放置された枝条が窒素の動態に与える影響について、微気象や水分動態との関連のもとに解析を行う。

なお、土壌呼吸や土壌空気など気相としての CO_2 の空間的、季節的変動、並びに林内環境との関係については、小林ら（1984a、1984b）が報告しており、ここではその概要について述べ、固相や液相のC、Nのフローとの関係を検討する。

第2節 試験地と研究方法

1. 試験地の概況

試験地は、第3章で示した天岳良試験地に近接し、茨城県西茨城郡岩瀬町に位置する東京営林局笠間営林署管内天岳良国有林38林班に小班に設定した。試験地の位置図を図4-1に示した。試験地は、1982現在31年生の緩傾斜のヒノキ人工林で、試験期間中に2回の間伐を行った。

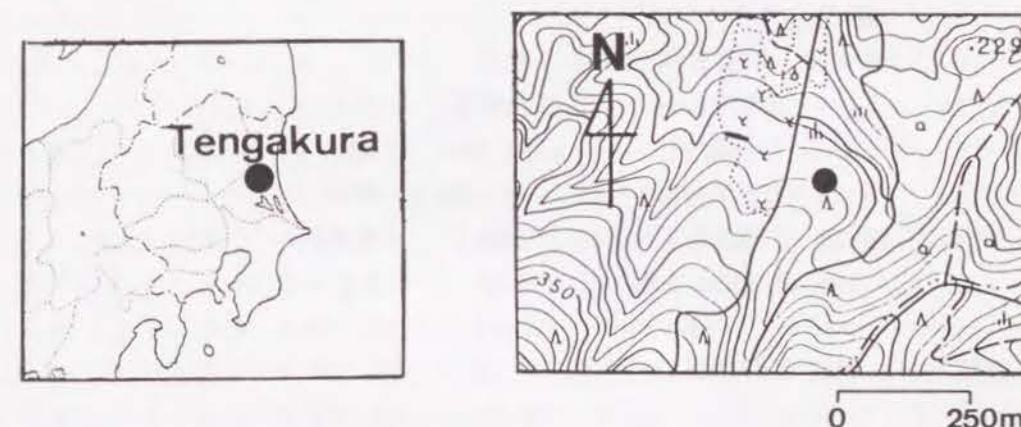


図4-1 試験地の位置図

1) 自然立地環境

試験地付近の年平均気温は12.5℃、年平均降水量は約1500mm (1982~1987年) である。表層地質は花崗岩であるが、その上に関東ロームが厚く堆積している。試験地の標高は270m、傾斜は11度、傾斜方位はN60° Eである。

2) 施業の履歴

1951年 植栽

1982年3月現在31年生のヒノキ一斉林 (本数密度1750本/ha)、
平均樹高13.5m、平均胸高直径18.2cm

1982年11月 第1回間伐 (本数、材積とも24%) (本数密度1330本/ha)

1984年11月 第2回間伐 (本数、材積とも25%) (本数密度1050本/ha)

3) 土壌の特徴

土壌は、関東ロームを母材とする適潤性黒色土偏乾亜型 (Bl_{D(a)}型) で、全層にわたって石礫はほとんど認められない。表4-1に間伐前の1981年、表4-2に第1回間伐時に放置された枝条下の土壌断面調査結果を示した。間伐前はA₀層が疎らに存在し、A₁層の土壌構造は団粒状構造が主体であった。間伐によって枝条が放置された部分では、ヒノキの鱗片葉が厚く堆積し、放置後2年経過すると腐朽が進み、菌糸を含んだF層となっていた。また、この部分のA₁層には、団粒状の他に粒状や塊状構造が認められた。さらに、F層やA₁層には、ヒノキの細根やネズミによるとみられる穴が多く認められた。

表4-3に間伐前の土壌の物理的特性、表4-4に同じく化学的特性を示した。土壌は下層まで固相率が小さく、全孔隙量はほぼ80%以上あるが、透水性は比較的悪かった。

表4-1 土壌断面形態 (1981年4月・間伐前)

層位	層厚 (cm)	土色	土性	構造	根系
L	疎ら				
F	0-0.5				
A ₁	4	7.5YR2/1	L	Cr.	S++
A ₂	6	7.5YR2/1	L	Cr. Bk.	MS+
A ₃	20-25	7.5YR3/2	L	Cr. (Bk.)	MS+
B ₁	18-25	7.5YR4/4	(C)L	(Bk.)	MS+
B ₂	20+	7.5YR4.5/6	CL	-	M±

表記法は、第2章の表2-3に同じ。

表4-2 土壌断面形態 (1984年11月・第1回間伐後2年経過した放置枝条下)

層位	層厚 (cm)	土色	土性	構造	堅密度 (山中式 硬度計mm)	菌糸	根系
LF	2-3					++	S+++
A ₁	4	7.5YR2/2	L	Cr. Gn. Bk.	0	+	S+++
A ₂	6-8	7.5YR2.5/2	L	Bk.	12	-	S++
A ₃	10-22	7.5YR3/3	L	(Bk.)	18	-	MS+
B ₁	30-44	7.5YR4/4	L	-	17	-	LS++
B ₂	35+	7.5YR4/6	L	-	14	-	S+

表記法は、第2章の表2-3に同じ。

表4-3 土壌の物理性 (1981年4月21日採取、間伐前)

層位	容積重 g/ 100cc	三相組成 %			最大 含水量 容積%	孔隙組成 %			最小 容気量 %	透水性 cc/ min.
		固相	液相	気相		全	細	粗		
A ₁	29.4	13.6	37.9	48.5	66.1	86.4	29.4	57.0	20.3	64
A ₂	52.6	20.7	50.2	29.1	69.7	79.3	36.0	43.3	9.6	56
A ₃	50.5	18.8	53.4	27.8	73.7	81.2	38.3	42.9	7.5	24
B ₁	41.8	15.1	51.9	33.0	73.0	84.9	31.2	53.7	11.9	51
B ₂	44.0	15.2	54.5	30.3	70.8	84.8	42.7	42.1	14.0	114

孔隙の区分は、第2章の表2-4に同じ。

表4-4 土壌の化学性 (1981年4月21日採取、間伐前)

層位	pH	Y ₁	C	N	C/N	塩基 交換容量	交換性塩基 meq/100g		
						meq/100g	K	Ca	Mg
A ₁	4.9	10.4	16.3	0.95	17	49.9	0.73	3.47	1.15
A ₂	4.7	7.1	9.1	0.55	17	34.0	0.18	0.35	0.22
A ₃	4.9	2.7	5.8	0.41	14	25.1	0.28	0.38	0.15
B ₁	5.2	1.5	3.8	0.33	12	25.6	0.09	0.57	0.31
B ₂	5.4	1.0	2.9	0.27	11	27.9	0.26	0.89	0.42

4) 植生の特徴

1982年の第1回間伐前は林内が暗く、林床植生はヒサカキ (*Eurya japonica*)、チジミザサ (*Opismenus undulatifolius*) などが疎らに生育しているにすぎなかった。間伐後は、タラノキ (*Aralia elata*)、コウゾ (*Broussonetia kazinoki*)、アカメガシワ (*Mallotus japonicus*)、モミジイチゴ (*Rubus palmatus* var. *coptophyllus*)、ニガイイチゴ (*Rubus microphyllus*) など木本種その他、ススキ (*Miscanthus sinensis*)、ヘクソカズラ (*Paederia scandens* var. *Mairei*) など草本種も侵入し、試験を終了した1986年には、林床のほぼ全面を覆うほどに増加した。

2. 研究方法

1) 固相部分

①ヒノキのC、N現存量

1984年12月の第2回間伐時に、伐倒木5本から樹幹部(上中下部の3ヶ所)、生枝、枯死枝、葉、球果を採取し、風乾後粉碎してCNコーダーを用いて全Cと全Nの定量を行った。なお、樹体各部の重量は、本試験地で物質生産量を測定した清野ら(1988)のデータを借用した。

②林床植生地上部およびA₀層のC、N現存量

1984、85、86年の8月に、それぞれ1m×1mの方形区を3ヶ所設定し、林床植生の地上部刈り取り調査とA₀層の採取を行った。林床植生は木本(幹枝と葉に区分)と草本に分けて重量を測定した。A₀層は、風乾後1mm以下、1~2mm、2~4mm、4mm以上(ヒノキ枝、葉、球果、樹皮、ヒノキ以外)に区分し、乾燥重量を測定した。それぞれに区分した試料の一部を粉碎して、CNコーダーを用いて全Cと全Nを定量した。

③落葉落枝量とC、N現存量

調査地内に1mm目のサランネットを内張りしたプラスチック製カゴ(上面42cm×58cm、深さ20cm)を9個設置し、落葉落枝を毎月1回収した。回収した落葉落枝は、葉、枝、球果、その他に区分し、乾燥後粉碎してCNコーダーを用いて全Cと全Nの定量を行った。なお、落葉落枝の採取は1984年から1986年に行った。

④A₀層およびA層土壌の無機態Nと有機態N

横幅2mの範囲から、毎回掘り進める方式でA₀層と、その直下のA層土壌を5点ずつ採取した。採取は毎月1回の割合で行った。また、同様に間伐によって枝条の放置された部分についても、A₀層とA層土壌の採取・分析を行った。

無機態Nと有機態Nの分析方法は、第1章第3節で示した通りである。

⑤培養による表層土壌のN無機化量

地表状態のほぼ均一な1.5m×1.5mの範囲から、A₀層直下のA層土壌を、構造を破壊しないように400cc採土円筒で30個採取した。円筒試料は、5℃の恒温槽で純水を用いて1昼夜飽水させた後、加圧板法(堀田1980)で10個ずつをpF1.4、pF1.8、pF2.7の水分状態に調整した。

各pF値に水分調整した直後に、それぞれの1個ずつを初期値としてNH₄⁺-NとNO₃⁻-Nの分析に供した。残り9個ずつのうち、3個ずつを5、15、25℃の一定温度で培養を行った。培養中には、数日毎に重量を測定し、蒸発した水分を補給した。以上のように、水分と温度をそれぞれ3段階に調整した円筒試料から、10、20、33日後に1個ずつを取り出し、1試料について2回ずつNH₄⁺-NとNO₃⁻-N含有率を測定した。NH₄⁺-NとNO₃⁻-Nの定量方法は、上記のA層土壌の場合と同じである。

⑥土壌の断面調査と分析方法

間伐前の1981年4月、第1回間伐で枝条が放置された地点については1984年11月、第2回間伐で枝条が放置された地点については1986年11月に、国有林野土壌調査方法書(1955)に準拠して土壌断面調査を行った。

土壌の理化学性の分析方法は、第1章第3節で示した通りである。

⑦リターバッグ法による落葉分解

風乾重50gのヒノキ鱗片葉を1mm目のサランネット袋(20cm×20cm)に入れ、A₀層を除去した部分に固定して年に数回10個ずつ回収した。回収したリターバッグの内容物は、重量を計測後、粉碎し、CNコーダーを用いて全Cと全N含有率を測定した。

なお、リターバッグは、隣接する無間伐林にも設置し、同様の測定を行った。

2) 液相部分

①林外雨、林内雨、樹幹流、表面流去水、A層重力水の採取方法

林外雨、林内雨、表面流去水、A層重力水の採取方法は、前章と同じである。樹幹流は平均的な大きさのヒノキ2本に、針金とコーキング剤でゴムチューブを巻き付けて捕集し、20Lポリビンに集水して林外雨と林内雨の採取にあわせて採水した。

試料水の分析方法は第1章第3節で示した通りである。

②A層およびB層毛管移動水の採取方法

細菌ろ過管L3型(日本陶器製造製)をA層に5本、B層に3本横向きに埋設し、それぞれに1L吸引ピンを連結してpF2.7(-37cmHg)に減圧し、1~3日間放置する方法(加藤1984)で毛管移動水を採取した。採水は4~12月の毎月1回行った。

③A層毛管停滞水の採取方法

前述のA₀層とA層土壌の採取時に、A₀層直下のA層土壌を100cc採土円筒で12個ずつ採取し、高速冷凍遠心分離機(日立工機製 20PR-52D型)を用いて、pF4.12相当の遠心力で土壌溶液を採取した。なお、前章と同様に、遠心分離法で採取した土壌溶液は、土壌の採取時にpF2.7以下の水湿状態であれば毛管移動水を含むことになる。

④加圧板法による異なるpF値の土壌溶液の採取方法

A₀層直下のA層土壌を400cc採土円筒で10個採取した。持ち帰った円筒試料について、40

日間にわたって飽水、加圧板法によるpF1.4、pF1.8、pF2.7での脱水、並びにpF1.8での培養を繰り返し、移動・保持特性の異なる土壌溶液を採取して、その溶存N濃度の変化を追跡した。なお、実験操作の詳細については、第3節 結果と考察の4.4)で詳述する。

⑤液相試料の分析方法

分析方法は第1章第3節で示した通りである。なお、林外雨、林内雨、樹幹流、表面流去水、A層重力水については、ポリタンク内の試料水が冬期に凍結するため、この期間の試料水は凍結のみられなくなる3月末または4月に採取して分析を行った。

3) 気相部分

①大気中(地上11m)、林冠層(地上9m)、林床(地表から5cm)のCO₂濃度は吸引法、土壌空気のCO₂濃度と土壌呼吸は通気・循環方式で測定を行った。CO₂の分析には、携帯用赤外線分析計(富士電機製造製ZFD型、0~2000ppm用)を用いた。なお、測定方法の詳細については、小林ら(1984a)が報告している。

4) 林内環境

①林外雨量、林内雨量、樹幹流量

前述の分析用試料採取装置に転倒樹型自記記録計を連結し、経時変化を計測した。

②土壌水分張力

吉岡式土壌水分計(1975)を用い、A層(5~10cm深)5ヶ所、B層(30cm深)3ヶ所の土壌水分張力の経時変化を計測した。

③地温

自記地中温計を用いて、A層土壌中(5cm深)の地温の経時変動を計測した。

第3節 結果と考察

1. コンパートメントモデル

森林生態系において、CやNはある部分では固相の形態で、また別の部分では液相や気相に含まれて移動・循環している。そのため、森林生態系のCやNの動態を解析するには、それぞれの相におけるフローを明らかにする必要がある。また、皆伐や間伐などの人為インパクトが加わると、フローの方向や濃度、量が変化すると考えられる。

本節では、間伐前後のヒノキ人工林におけるCとNの移動・循環過程の変化を明らかにするため、図4-2に示したコンパートメントモデルを作成した。このコンパートメントモデルでは、ヒノキ林内でのCとNの移動・循環過程を、固相部、液相部、気相部に区分した。さ

らに、これらをそれぞれの構成要素(コンパートメント)に細分し、各コンパートメント間のCとNのフローを矢印で示した。なお、Cについては、CO₂としての気相部分の濃度変動を把握することができたが、Nについては、脱窒などによる気相部分の計測ができなかったため、固相と液相部分に関する解析を行った。

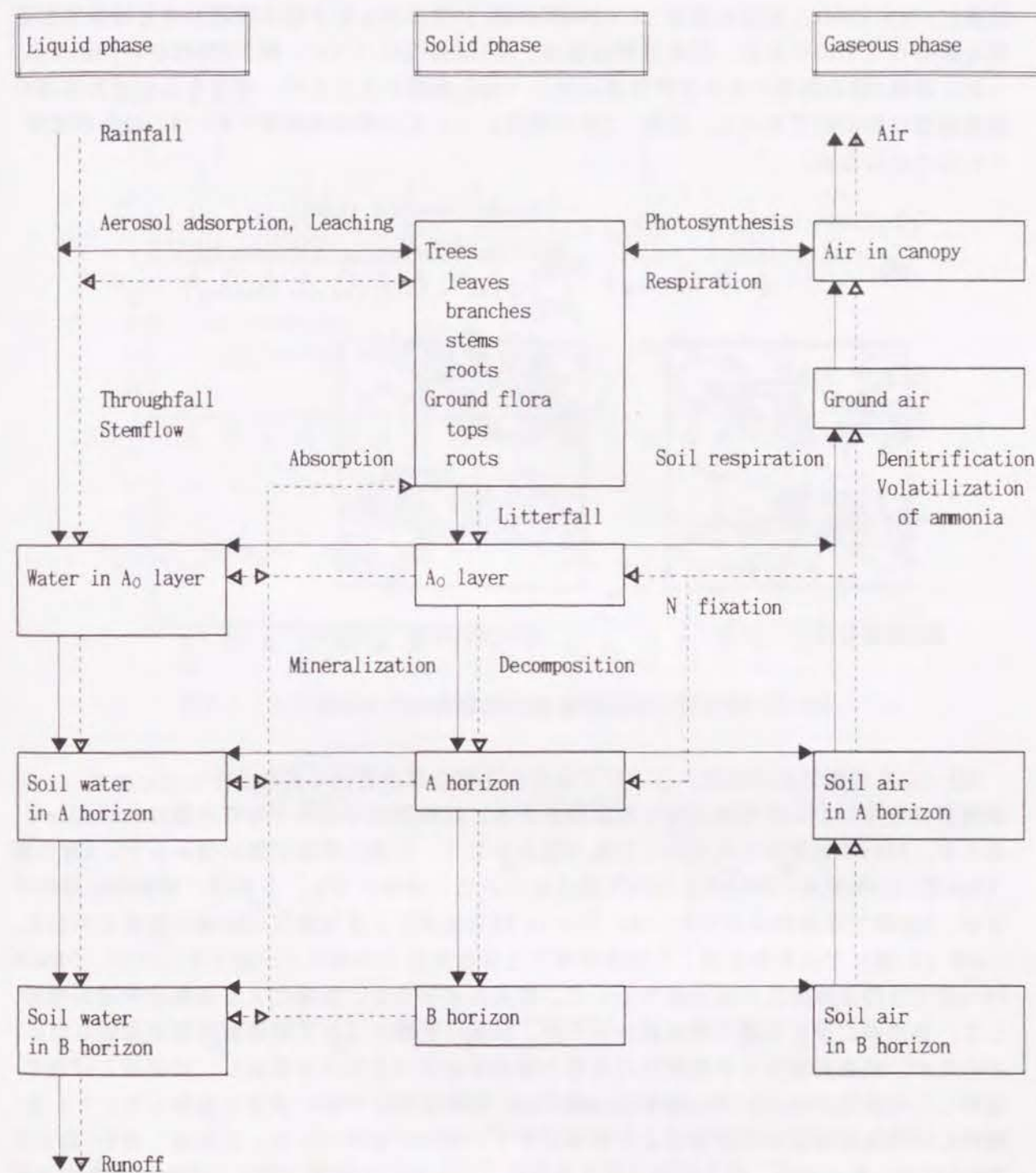


図4-2 森林生態系におけるC、Nフローのコンパートメントモデル

—▶ Carbon - - -▶ Nitrogen

2. 間伐前後の林内環境の変化

間伐を行った林内には、放置された枝条が不規則に分布する。このうち、枝条を放置した部分（以後、枝条放置区と呼ぶ）と枝条の放置されなかった部分（以後、非放置区と呼ぶ）は、微気象や水分動態、有機物分解パターンなどが異なると考えられる。図4-3に2回の間伐による林冠の疎開状況と放置枝条の分布状態を示した。これは、1982年の第1回間伐直後に10m×10mの方形区を設定し、1984年の第2回間伐後も引き続き樹冠分布と枝条放置面積を調査したものである。枝条放置面積は、第1回間伐が13.5m²、第2回間伐が18.8m²であった。前後2回の間伐による放置枝条には、一部に重複があるため、両者をあわせた枝条の放置面積は約31m²であった。即ち、2回の間伐によって、林地表面積の約31%に枝条が放置されたことになる。

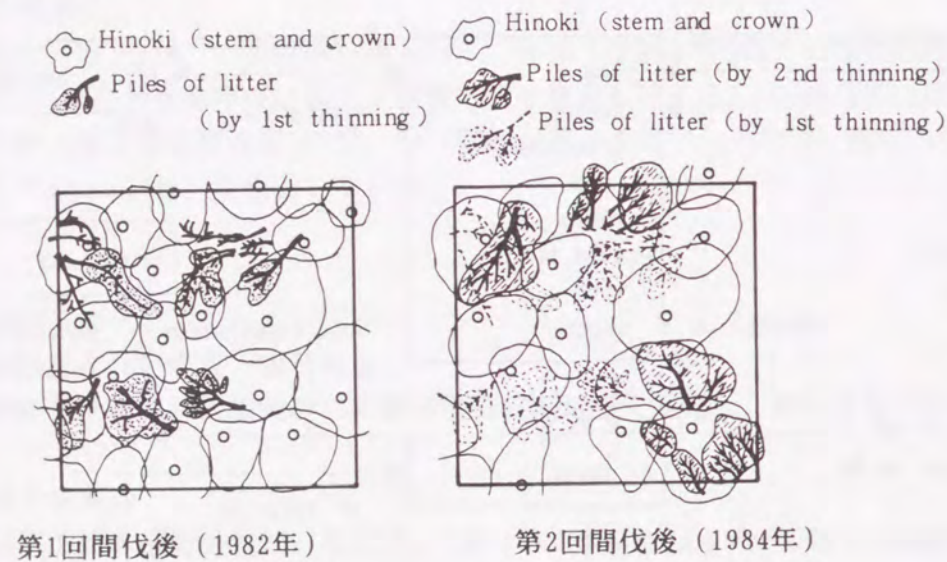


図4-3 間伐後の樹冠投影図と放置枝条の分布

図4-4に非放置区の1982年から1987年までの主要な環境要因の変動を示した。ただし、計測機器の故障によって欠測となった期間がある。試験期間中の年平均降水量は約1500mmであるが、1984年は夏から秋にかけて降水量が少なく、土壤の乾燥状態が強かった。A層土壤（5cm深）の地温は、7～9月には20℃以上になることが多かった。冬期は、地表面は凍結するが、5cm深では凍結は少なかった。図4-5に枝条放置区と非放置区のpF値の変動を示した。5cm深（A₁層）では年間を通じて枝条放置区と非放置区ではほぼ同じpF値を示したが、10cm深、30cm深では枝条放置区が高い値を示した。枝条放置区では、枝条による降雨遮断量が増加して、地表面に達する降水量は減少するが、枝条の被覆によって地表面蒸発が抑制される。そのため、枝条放置区と非放置区の表層土壤の水収支バランスが類似し、ほぼ同じpF値で推移した可能性がある。10cm深や30cm深では、枝条放置区が高いpF値で変動しており、一般的には枝条放置区は非放置区より乾燥しやすい傾向が認められた。これは、表4-1および表4-2に示したように、枝条放置区は非放置区より土壤中の根量が多く、植物による水分吸収量の多いことが影響を与えた可能性がある。また、5cm深の地温は、枝条放置区と非放置区の差はわずかであるが、変動幅は非放置区がやや大きかった。

本試験地では、鈴木ら（1989）が林内照度の変化を解析している。これによれば、間伐前は林冠が完全に閉鎖していたため、林内の相対照度は0.3%と低かったが、第1回間伐直後には5.5%に上昇した。しかし、間伐後2年目の1984年には林冠の閉鎖が進み、相対照度が4%に低下した。1984年の第2回間伐によって、相対照度は6.3%に上昇したが、3年後の1987年には3.8%に低下したとしている。

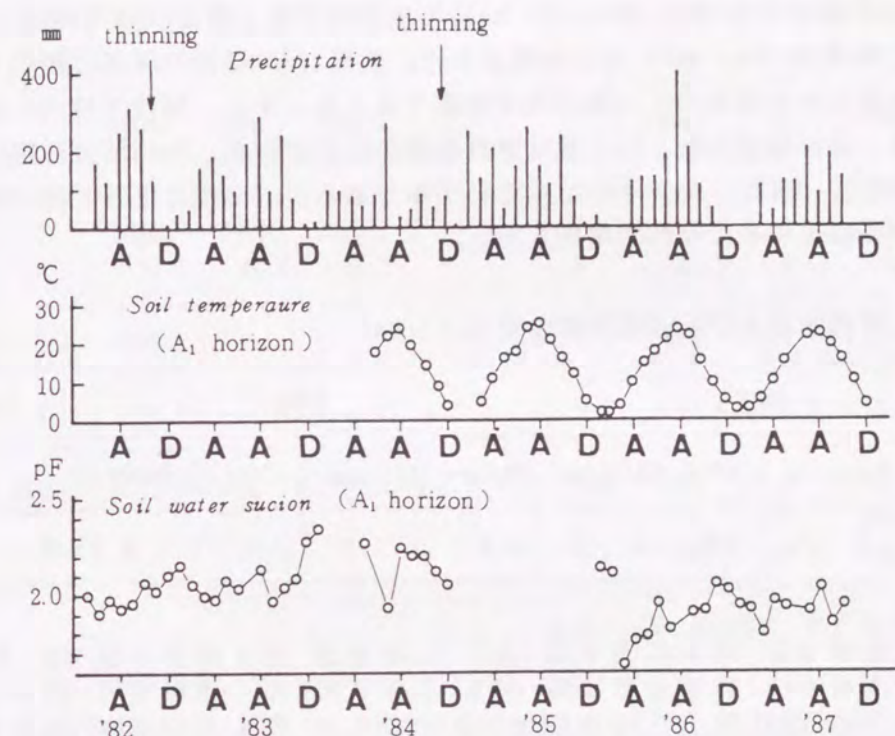


図4-4 非放置区の降水量、地温、土壤水分張力の変動

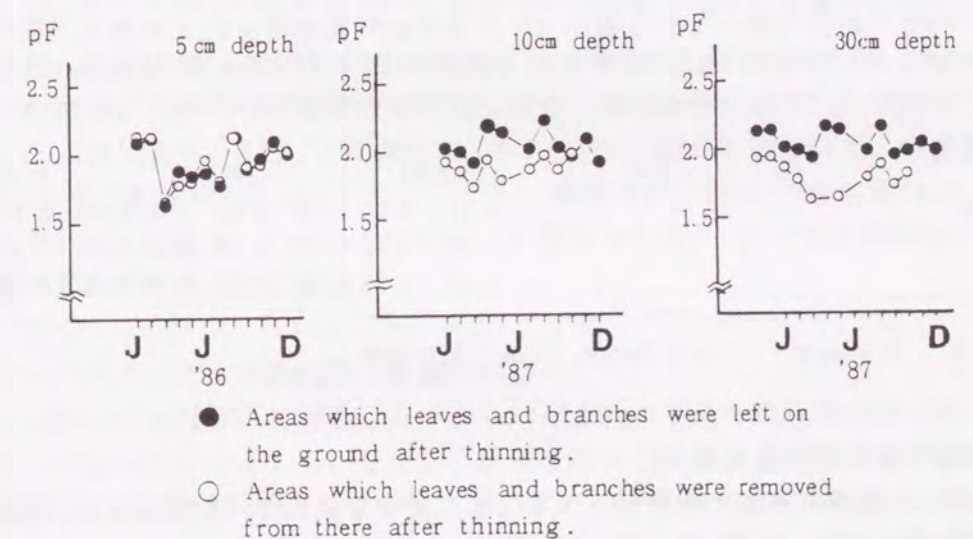


図4-5 枝条放置区と非放置区の土壤水分張力の変動

3. 固相のC、Nの動態

1) ヒノキおよび林床植生のC、N現存量

表4-5に2回の間伐によるヒノキと林床植生の現存量およびC、N現存量の変化を示した。第1回間伐では、乾重量で29.5t/haの幹材が林外に搬出され、枝条8.9t/ha、間伐木の根9.7t/haが林内に残された。同様に、第2回間伐では、30.1t/haが搬出され、枝条8.5t/ha、根9.9t/haが残された。これにともなう、第1回間伐でCが15.1t/ha、Nが0.07t/ha林外に持ち出され、地上部にCが4.5t/ha、Nが0.05t/ha、地下部にCが5.0t/ha、Nが0.04t/ha残された。第2回間伐では、Cが15.4t/ha、Nが0.07t/ha持ち出され、地上部にCが4.5t/ha、Nが0.07t/ha、地下部にCが5.1t/ha、Nが0.04t/ha残された。前後2回の間伐で林外に搬出されたC、N量と林内に放置された枝条のC、N量はほぼ同量であった。また、間伐で林内に放置された枝条のCとNは、毎年落葉落枝として還元される量のそれぞれ約1.5～2年分に相当した。林床植生の現存量とC、N量は、ヒノキに比べてわずかであるが、間伐によって林内照度が高まり、種組成が多様化するにつれて増加した。

表4-5 植物体およびC、N現存量の変化 (t/ha)

	1982						1984						1986		
	Before thinning			After thinning			Before thinning			After thinning					
	D.W.	C	N	D.W.	C	N	D.W.	C	N	D.W.	C	N	D.W.	C	N
Hinoki															
Stems	122.9	62.89	0.29	93.4	47.79	0.22	120.5	61.68	0.29	90.4	46.26	0.22	104.1	53.27	0.25
Branches	14.9	7.44	0.07	11.3	5.87	0.06	14.3	7.44	0.07	10.7	5.58	0.05	11.5	5.98	0.06
Leaves	12.7	7.23	0.20	9.7	5.52	0.16	11.5	6.52	0.18	8.6	4.89	0.14	9.2	5.24	0.15
Cones	0.6	0.34	0.00	0.5	0.28	0.00	0.2	0.10	0.00	0.2	0.08	0.00	0.2	0.11	0.00
Roots	40.5	20.89	0.15	30.8	15.88	0.11	39.7	20.49	0.15	29.8	15.37	0.11	34.7	17.89	0.13
Total biomass	191.7	99.09	0.71	145.7	72.34	0.55	186.2	96.23	0.69	139.7	72.18	0.52	159.7	82.49	0.59
Dead branches	9.2	4.74	0.03	7.0	3.61	0.03	7.9	4.08	0.03	5.9	3.06	0.02	5.4	2.78	0.02
Total	200.9	103.83	0.74	152.7	75.95	0.58	194.1	100.31	0.72	145.6	75.24	0.54	165.1	85.27	0.61
Under story															
Shrubs							(1984.8)			(1985.8)			(1986.8)		
Stems+branches							0.11	0.06	0.00	0.03	0.02	0.00	0.32	0.17	0.01
Leaves							0.04	0.02	0.00	0.04	0.02	0.00	0.17	0.08	0.01
Herbs							0.04	0.02	0.00	0.08	0.09	0.00	0.31	0.15	0.01

D.W. : Dry weight, C : Carbon, N : Nitrogen

2) 落葉落枝によるC、N還元量

表4-6に1984年以降の落葉落枝量とC、N現存量の変化を示した。落葉落枝量の測定は、第1回間伐前には行っていないため、1984年は隣接する同齢の無間伐林で測定を行って比較した。第1回間伐後の1984年には、落葉落枝量が約3.3t/haで無間伐林の82%であった。これに

含まれるCは1.9t/haで無間伐林の86%、Nは26kg/haで84%であった。これらの値は、ほぼ間伐率に見合った減少率と考えられる。しかし、1985年と1986年には増加しており、第2回間伐の影響は不明瞭であった。落葉落枝量には、気象条件の違いや間伐によって林冠が疎開されたことによる風当たりの変化、林木の生育状況などによる影響が考えられる。しかし、比較調査を行った隣接する無間伐林が1985年に間伐されたため、試験が継続できず詳細な検討はできなかった。

表4-6 落葉落枝によるC、N還元量の変化 (kg/ha・yr.)

		1984	1985	1986
Thinned forest	D.W.	3292	4086	3996
	C	1886	2255	2264
	N	25.7	46.6	41.7
Not thinned forest	D.W.	4003	-	-
	C	2198	-	-
	N	31.3	-	-

D.W. ; Dry weight, C ; Carbon, N ; Nitrogen

表4-7 A₀層量とC、N現存量の変化 (kg/ha)

		1mm>	1-2mm	2-4mm	4mm<	Total
1984	D.W.	3690	610	779	127	5206
	C	1892	295	379	56	2622
	N	27.5	8.6	12.3	2.2	50.7
1985	D.W.	5687	1379	1479	442	8987
	C	3036	711	746	183	4676
	N	51.6	24.5	30.2	8.8	115.1
1986	D.W.	5132	2931	1029	328	9420
	C	2659	1303	394	114	4470
	N	36.2	46.0	15.4	5.2	103.3

D.W. ; Dry weight, C ; Carbon, N ; Nitrogen

3) A₀層のC、N現存量

表4-7に非放置区のA₀層量とC、N現存量の変化を示した。間伐後1年目の1985年に、A₀層量が急激に増加した。これは、4mm以上の葉と枝が1984年に比べて2倍近く増加したこと、2～4mmに分画されたヒノキ鱗片葉が増加したためである。このことは、1984年11月の間伐や搬出作業によって、葉、枝、樹皮、枯死枝などの脱落量または飛散量が増加したことが考えられる。間伐2年目の1986年には、総量は1985年と大きな差はないが、2～4mmと4mm以上の部分が減少し、1～2mmの部分が増加しており、粗大な部分が細片化されたことを示している。C、N現存量をみると、1984年にはCが2.6t/ha、Nが50.7kg/haで、乾重量の約半分は4mm以上の粗大有機物が占めていた。しかし、重量で約30%の1～4mmの部分が、Nでは約50%を占めていた。これは、1～2mmと2～4mmに分画された部分に、N含有率の高いヒノキ鱗片葉が多く含まれていたことによる。

4) リターバッグ法による有機物分解過程の変化

図4-6～図4-9に非放置区に設置したリターバッグ内のヒノキ鱗片葉の残存率、C含有率、N含有率、C/N比の変化を示した。ただし、比較を行った隣接する無間伐林が1985年秋に間伐されたため、1986年4月で調査を終了した。ヒノキ鱗片葉の分解・消失は、春～秋にかけて急激に進み、冬期には緩慢になるパターンを繰り返した。リターバッグ内の鱗片葉の残存率は、1年で約60%、2年で約50%、3年で約20%となり、設置1年目の減少率が高かった。ま

た、CとNの含有率、C/N比にも両林分で大きな違いがみられず、間伐による有機物の著しい分解促進効果は認められなかった。武田(1987)は、尾根部のアカマツ林におけるリターバッグ試験の結果から、初期3ヶ月間はリーチングによる重量減少期、4ヶ月～2年6ヶ月間は指数減少期、2年6ヶ月～5年間は定常期に当たっていると推定している。また、地形や樹種によって落葉の分解過程は異なると推定されるが(McClaugherty *et al.*, 1985)、間伐時に放置された多量の枝条が分解・消失するには数年以上が必要であると推定される。

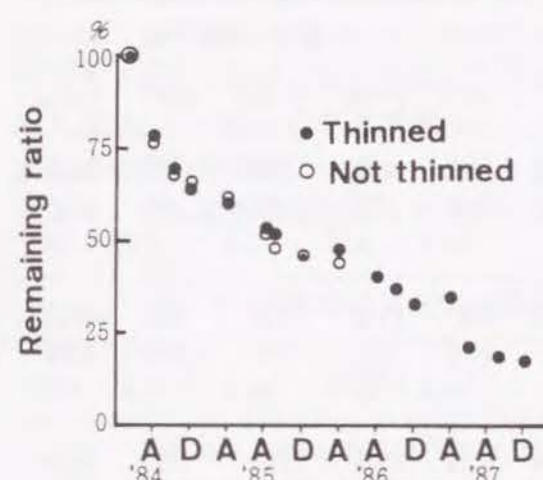


図4-6 リターバッグ中のヒノキ鱗片葉の残存率の変化

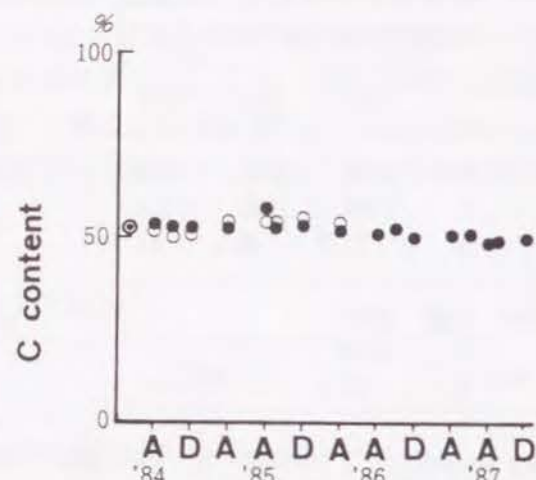


図4-7 リターバッグ中のヒノキ鱗片葉のC含有率の変化

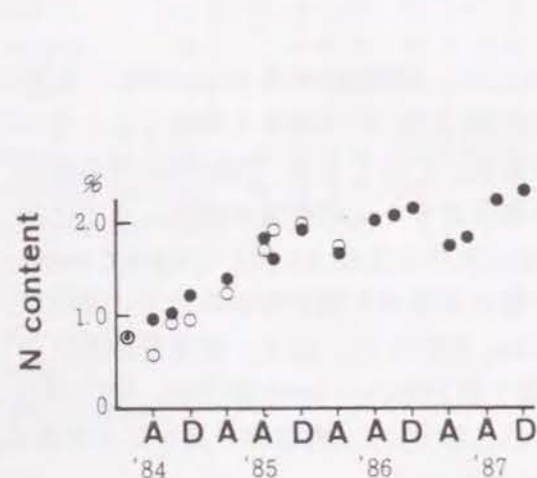


図4-8 リターバッグ中のヒノキ鱗片葉のN含有率の変化

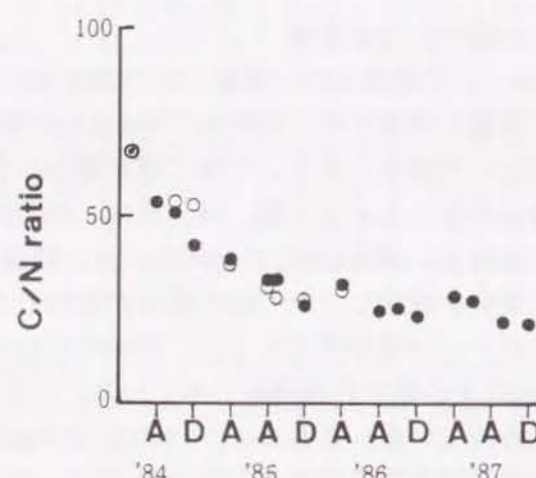


図4-9 リターバッグ中のヒノキ鱗片葉のC/N比の変化

5) A₀層の有機態Nおよび無機態Nの変動

図4-10にA₀層のOrg.-N、NH₄⁺-NおよびNO₃⁻-N含有率の変動を示した。ただし、A₀層の分析は第1回間伐後の1983年10月に開始した。枝条放置区の場合、1983年と1984年は第1回間伐時の枝条放置区の値、1985年と1986年は第2回間伐時の枝条放置区の値である。

Org.-N含有率は、NH₄⁺-NやNO₃⁻-N含有率より高い場合が多く、5～15mg/100gの範囲で変動した。また、第1回間伐による枝条放置区では不明瞭であったが、第2回間伐による枝条放置区では非放置区より高い場合が多かった。NH₄⁺-N含有率は、10mg/100g以下で変動する場合が多かったが、第2回間伐の枝条放置区では1986年の6～8月に20mg/100gを超える高い値を示した。一方、非放置区では、間伐前後で顕著な変化はみられなかったが、1986年6～8月には8～10mg/100g程度に含有率が高まった。NO₃⁻-N含有率は、非放置区では夏期でも1.5mg/100g以下の場合が多く、NH₄⁺-N含有率より低い値で推移した。しかし、1985年と1986年の夏には3mg/100g程度に含有率が上昇した。第1回間伐の枝条放置区、第2回間伐の枝条放置区ともに、間伐から2年後の1984年と1986年の夏に、NO₃⁻-N含有率の高まりが認められた。

2回の間伐は、ともに11月に行われた。1984年11月の第2回間伐時に放置された枝条のその後の変化を観察したところ、1985年4月まではほとんどの鱗片葉が緑色のまま枝に付着していた。5月から一部が茶褐色に変色し始め、6月にはほぼ全体が変色した。この頃、枝からの脱落量が増加し始めた。しかし、さらに1年以上経過した1986年6月にも枝に付着しているものがあり、ほとんどの鱗片葉が脱落したのは間伐後2年目の1986年10月であった。以上のように、放置された枝条からヒノキ鱗片葉が脱落し、林床に堆積するには約2年を要した。この間、先に落下・堆積した部分には、菌糸の混入や土壌微生物の攻撃が認められ、F層化した部分が増加した。放置枝条のNO₃⁻-N含有率が間伐後2年目に上昇した原因には、こうした鱗片葉の脱落・堆積・分解過程が影響していると考えられる。また、非放置区では、第1回目程度の間伐による林内環境の変化は、有機物の分解に大きな影響を与えるものではないとみられる。第2回目の間伐によってA₀層量が1.7倍増加しており(表4-7)、その分解の進行によってNO₃⁻-N含有率が変化したと推定される。

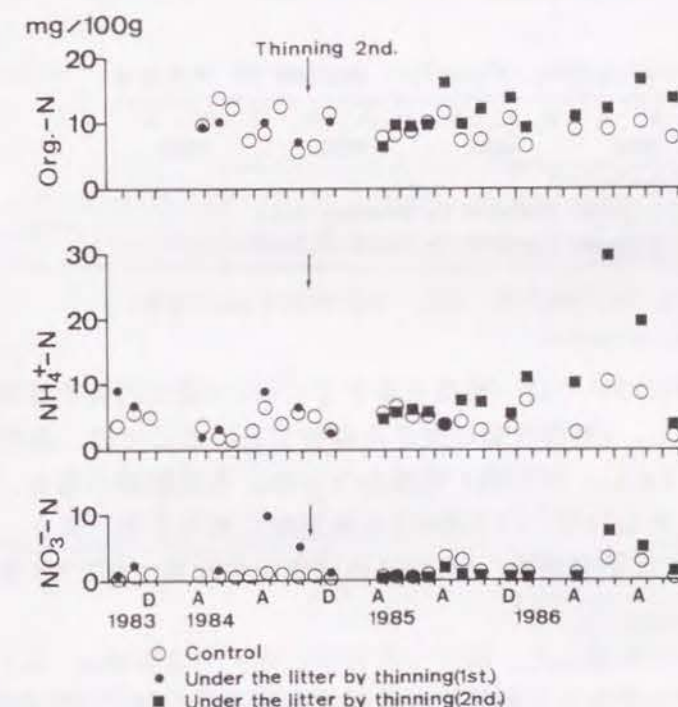


図4-10 A₀層のOrg.-N、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N含有率の変動

6) A層土壌の有機態Nおよび無機態Nの動態

図4-11にA層土壌のOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含有率およびpHの変動を示した。Org.-N含有率は、第2回間伐の枝条放置区と非放置区で、大きな変化がみられず、ほぼ4~6mg/100gの範囲で変動した。pHはほぼ4.7~5.1程度で、枝条放置区と非放置区の違いは小さかったが、非放置区では1985年以降0.1~0.2程度低下する傾向が認められた。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含有率は2mg/100g以下で、間伐の影響も枝条放置の影響も認められなかった。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含有率は、非放置区で1985年と1986年の夏期にわずかに高まった。第1回間伐の枝条放置区では、1983年秋と1984年に高い含有率を示した。第2回間伐の枝条放置区では、1985年8月に顕著に含有率が上昇したが、1986年夏の上昇はわずかであった。

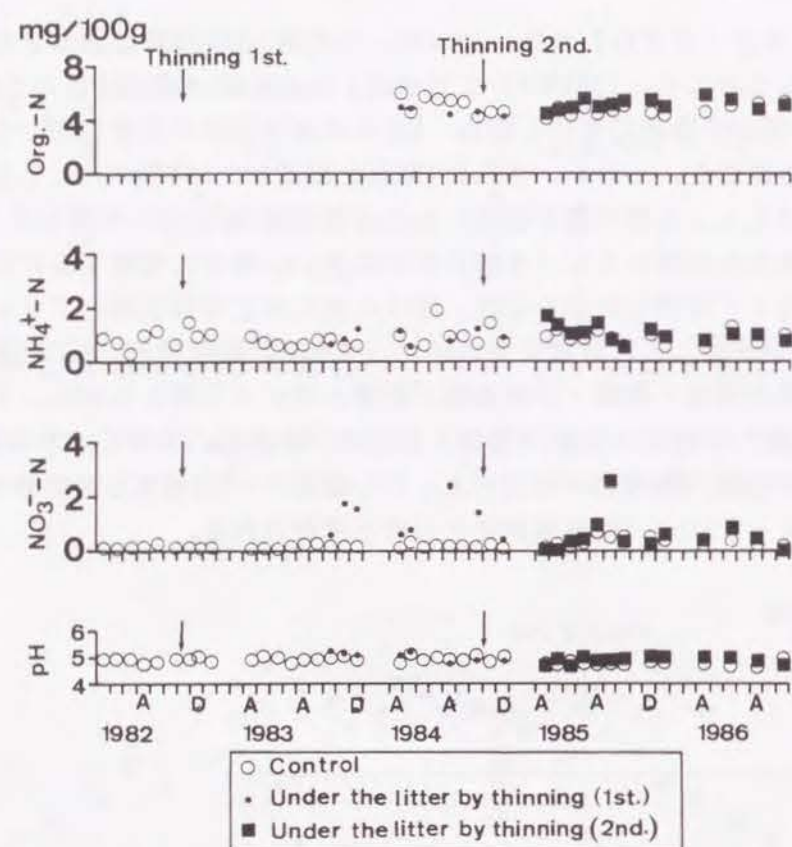


図4-11 A層土壌のOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含有率とpHの変動

なお、非放置区の表層土壌については、構造を壊さずに400cc採土円筒で採取した試料を、温度、水分状態を変えて培養し、N無機化量の変化を解析した。ここでは、温度を5、15、25℃、水分をpF1.4、1.8、2.7とし、33日間の培養を行った。本試験地の場合、地温5℃は3月または12月、15℃は5月または10月、25℃は8月の高温期に相当する。また、表層土壌のpF1.4は40mm以上の降雨中またはその直後、pF1.8はほぼ圃場容水量、pF2.7は最も乾燥した時期の水分状態に相当する。

培養の結果を図4-12~図4-15に示した。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含有率と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含有率は、5℃ではいずれの水分状態でも変化が小さく、ほとんど無機化が進行しなかった。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含有率は、25℃で常にpF2.7 > pF1.4 > pF1.8であった。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含有率は、25℃の場合、20日目まではpF1.4

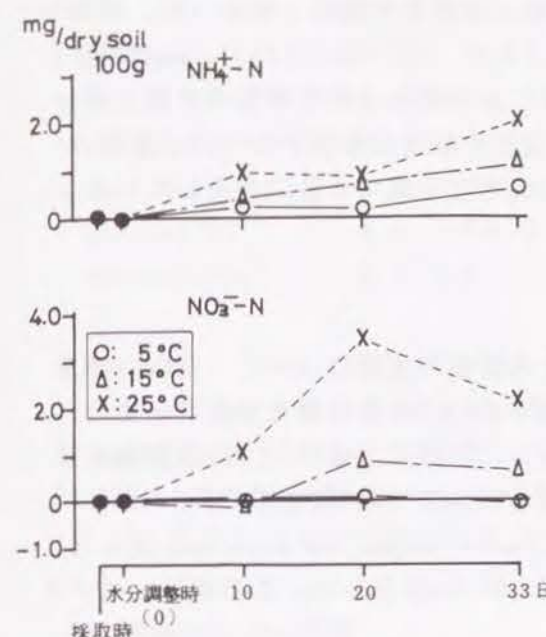


図4-12 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含有率の変化 (pF1.4の場合)

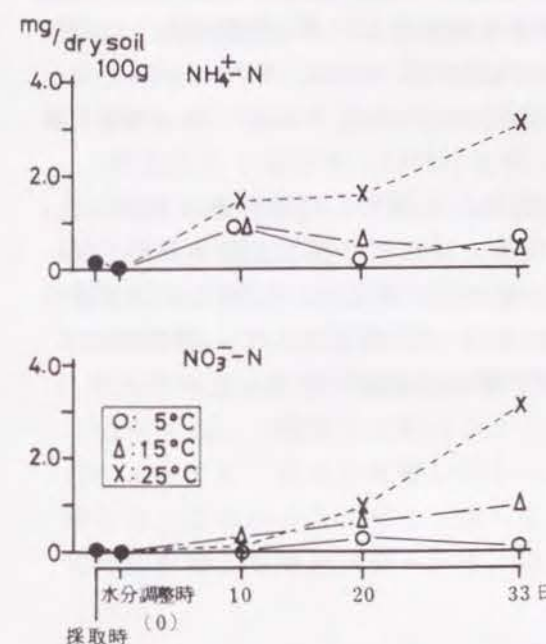


図4-14 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含有率の変化 (pF2.7の場合)

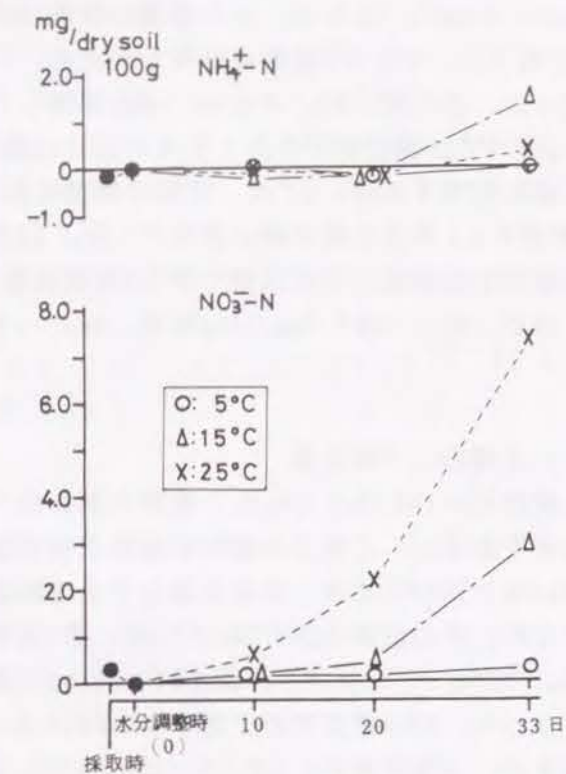


図4-13 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含有率の変化 (pF1.8の場合)

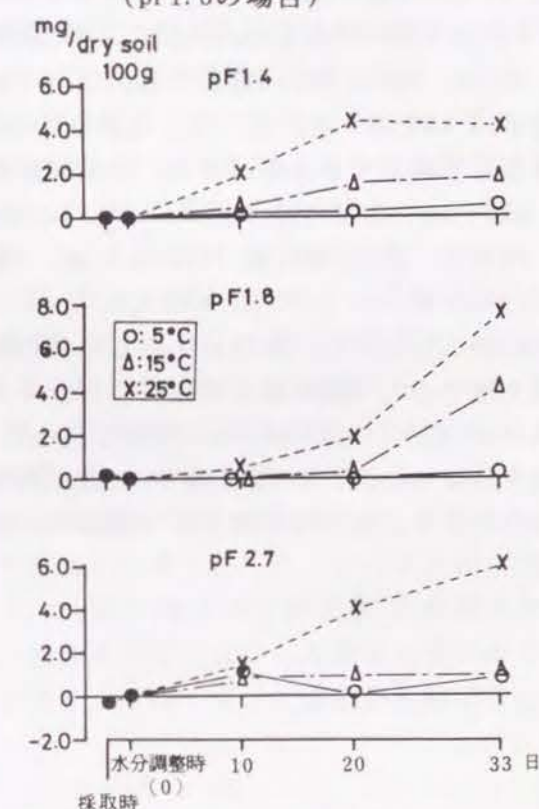


図4-15 Inorg.-N含有率の変化

>pF1.8>pF2.7となり、より湿潤な状態で高い値を示した。しかし、20日目以降は、pF1.4で低下し、pF1.8で急激に上昇したため、33日目の NO_3^- -N含有率はpF1.8>pF2.7>pF1.4となった。さらに、 NH_4^+ -Nと NO_3^- -Nを加算したInorg. -N含有率としてみると、湿潤状態であるpF1.4では温度条件が良くても20日目以降ほぼ停滞し、含有率が増加しなかった。圃場含水量に相当するpF1.8では、初期の無機化量は少なかったが、33日目には15℃と25℃でpF1.4やpF2.7より含有率が高い値を示した。以上のように、本試験地の非放置区の表層土壌は、圃場含水量程度の水分状態で最もN無機化量が多く、流亡や植物の吸収がなければ夏期の1ヶ月で、 NO_3^- -Nを7.5mg/100g程度、 NH_4^+ -Nを1.5mg/100g程度生成する能力を有している。

7) 土壌のC、N現存量

間伐前の1981年に行った土壌断面調査時に採取した各層位の土壌について、全Cと全N含有率を測定し、これらの値と土層厚や容積重から土壌中のCとNの現存量を求めた。また、1984年と1986年には、枝条放置区で土壌断面調査を行い、同様に土壌のCとNの現存量を算出した。その結果を表4-8に示した。第1回間伐前、深さ30cmまでのA層土壌中にCが156.1t/ha、Nが8.9t/ha存在し、深さ30～80cmのB層土壌中にCが58.3t/ha、Nが4.6t/ha存在した。すなわち、80cm深までの土壌中にCが214.4t/ha、Nが13.5t/ha存在した。この値は、ヒノキ樹体のC、N現存量の2.2倍と6.7倍に相当した。

第1回間伐の枝条放置区で1984年に調査を行った結果では、A層土壌中にCが127.9t/ha、Nが8.5t/ha、B層土壌中に59.5t/haと5.9t/haとなり、80cm深までの土壌中にはCが187.4t/ha、Nが14.4t/ha存在した。同様に、第2回間伐の枝条放置区では、80cmまでの土壌中にCが192.3t/ha、Nが14.6t/ha存在した。なお、枝条放置面積割合は、第1回間伐が13.5%、第2回間伐が18.8%であった。従って、これらの枝条放置部分を加味した林分全体の土壌のC、N現存量として補正する必要がある。枝条放置部分を加味した補正值は、第1回間伐後（1984年）は、A層土壌中にCが152.3t/ha、Nが8.9t/ha、B層土壌中にCが58.5t/ha、Nが4.8t/haとなった。同様に、第2回間伐後（1986年）は、A層土壌中にCが146.6t/ha、Nが8.7t/ha、B層土壌中にCが60.7t/ha、Nが5.2t/haとなった。

先に述べたように、間伐によって枝条が放置されたため、A₀層のC、N現存量は増加した。鉦質土壌中のC、N現存量を間伐前の1981年と2回の間伐後の1986年の値で比較すると、Cは7.1t/haの減少、Nは0.4t/haの増加であった。しかし、層位別にみると、C、Nともに多量の枝条を放置した直下のA層で減少、B層で増加傾向を示した。この原因として、調査地点ごとのバラツキ、または表層での有機物の分解・消失や下層への移動・集積などが考えられる。

表4-8 土壌中のC、N現存量

Horizon	1981			1984			1986		
	Before thinning			Under the litter by 1st. thinning			Under the litter by 2nd. thinning		
	C	N	C/N	C	N	C/N	C	N	C/N
A Horizon									
Content(%)	8.6	0.55	15.6	9.4	0.62	15.2	9.4	0.61	15.4
Amount(t/ha)	156.1	8.9		127.9	8.5		122.3	7.9	
B Horizon									
Content(%)	3.2	0.29	11.0	2.5	0.25	10.0	3.1	0.29	10.7
Amount(t/ha)	58.3	4.6		59.5	5.9		70.0	6.7	

4. 液相のC、Nの動態

1) 表面流去水とA層重力水の溶存C、N濃度の変動

表面流去水とA層重力水の採取は、枝条を放置していない非放置区で行った。図4-16に表面流去水、図4-17にA層重力水の溶存N濃度の変動を示した。表面流去水の場合、いずれの形態のNともに、1984年8月から9または11月にかけて濃度が急激に上昇した。これは、図4-4に示したように、1984年8月以降の降雨量が、他の年に比べて顕著に少なかったことが影響していると考えられ、5年間の濃度変化の面からは、間伐の影響とみられる変化は不明瞭であった。なお、1983年は、表面流去水採取用のチリトリ型ライシメーターの一部にトラブルがあり、採取水量の少ない期間がみられた。

A層重力水の場合も、1984年は夏以降11または12月まで NH_4^+ -N、 NO_3^- -N濃度が高いレベルを示し、Org. -N濃度も他の年より高い濃度で変動した。しかし、間伐の影響とみられる顕著な濃度変化は認められなかった。

図4-18にA層重力水の全C濃度の変動を示した。全C濃度も1984年は夏から秋にかけて濃度の上昇がみられたが、間伐の影響とみられる明瞭な変化は認められなかった。

以上のように、間伐時に枝条が放置されなかった部分では、表面流去水、A層重力水ともに溶存するC、N濃度の変動は小さく、間伐の影響は不明瞭であった。このことは、2回の間伐によっても、枝条を放置しなかった部分では、A₀層やA層土壌の無機態N含有率が大きな変化を示さなかったことと一致してしている。枝条を放置しなかった部分の重力水では、間伐の影響より降水パターンや土壌の乾湿の影響をより強く受けて濃度が変動すると思われる。

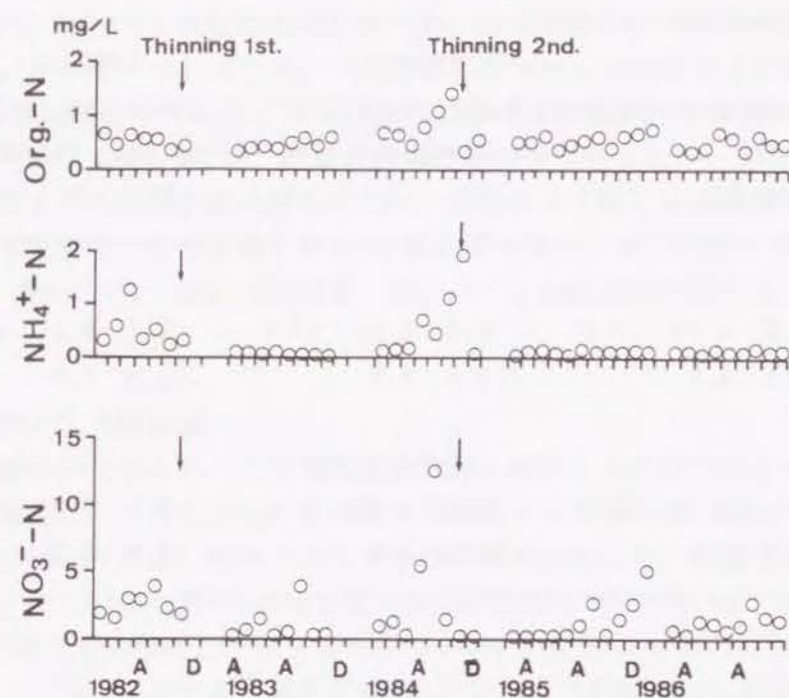


図4-16 表面流去水のOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の変動

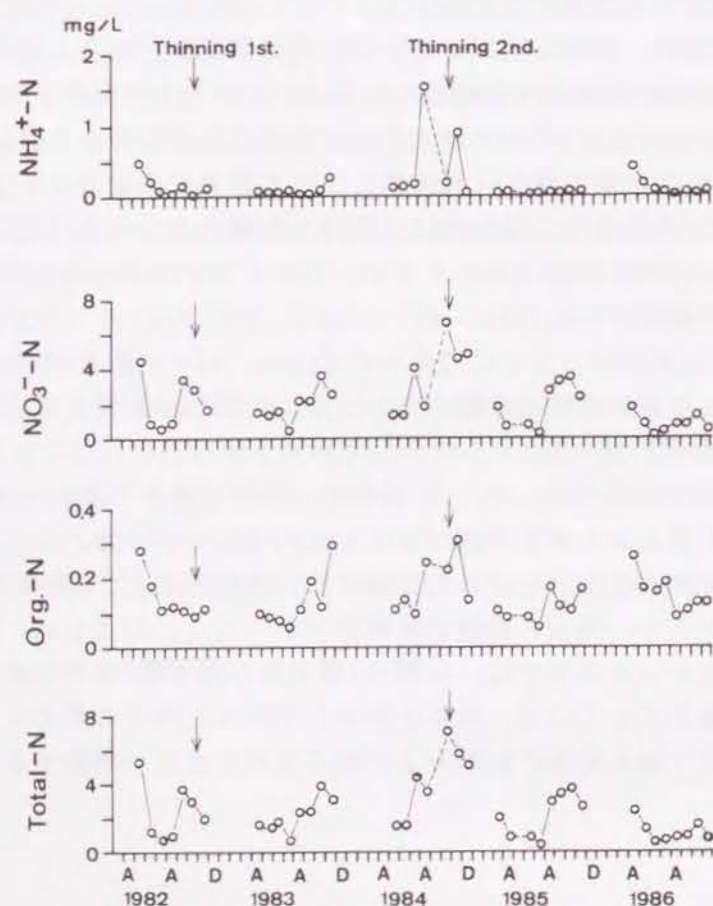


図4-17 A層重力水のOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の変動

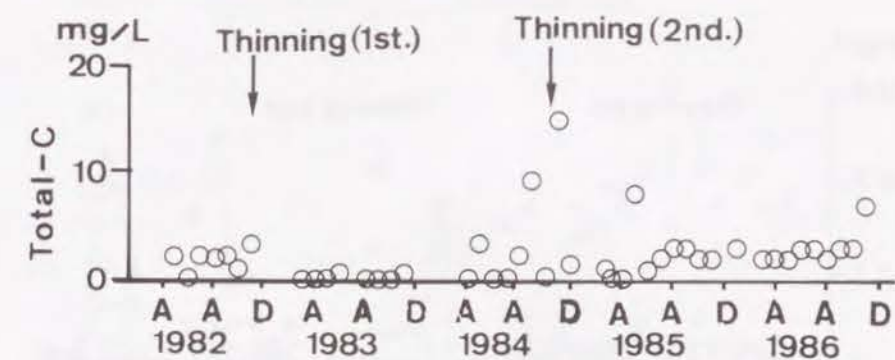


図4-18 A層重力水の全C濃度の変動

2) 毛管移動水のC、N濃度の変動

図4-19にA層毛管移動水の全C濃度、図4-20にOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の変動を示した。吸引法による毛管移動水の採取は、非放置区他、第2回間伐の枝条放置区で行った。全C濃度は、非放置区ではほぼ5mg/L以下で、間伐の影響とみられる大きな変動は認められなかった。第2回間伐の枝条放置区は、1985、1986年ともにOrg.-N濃度と $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度が非放置区より顕著に高かった。また、枝条放置区のOrg.-N濃度は、1985、1986年ともに月を追うにつれて急激に濃度が上昇したが、非放置区のOrg.-N濃度は、ほとんど変化がみられなかった。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は、枝条放置区で1986年に約2mg/Lを示し、非放置区より濃度が高まった。非放置区では、間伐の翌年に当たる1983年と1985年の夏期に $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度が高まった他は、Org.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度には間伐の影響とみられる大きな変化がみられなかった。

以上のように、A層毛管移動水の場合は、A層重力水と同様に非放置区ではC、Nともに濃度変動が小さく、間伐の影響が不明瞭であった。一方、枝条放置区では、全C、Org.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度が非放置区より顕著に高く、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度も1986年には非放置区より高かった。なお、非放置区のB層毛管移動水の場合は、C、NともにA層毛管移動水より濃度が低く、しかも濃度変動がほとんど認められなかった。

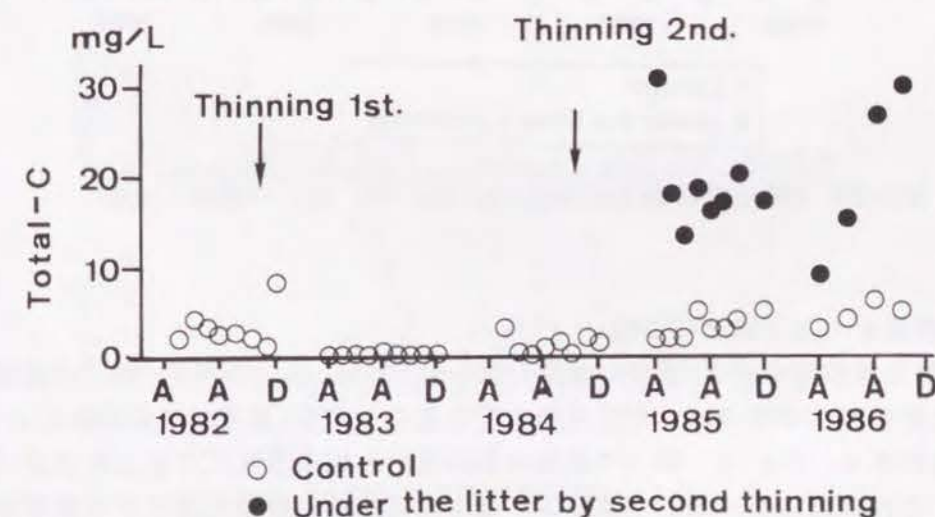


図4-19 A層毛管移動水の全C濃度の変動

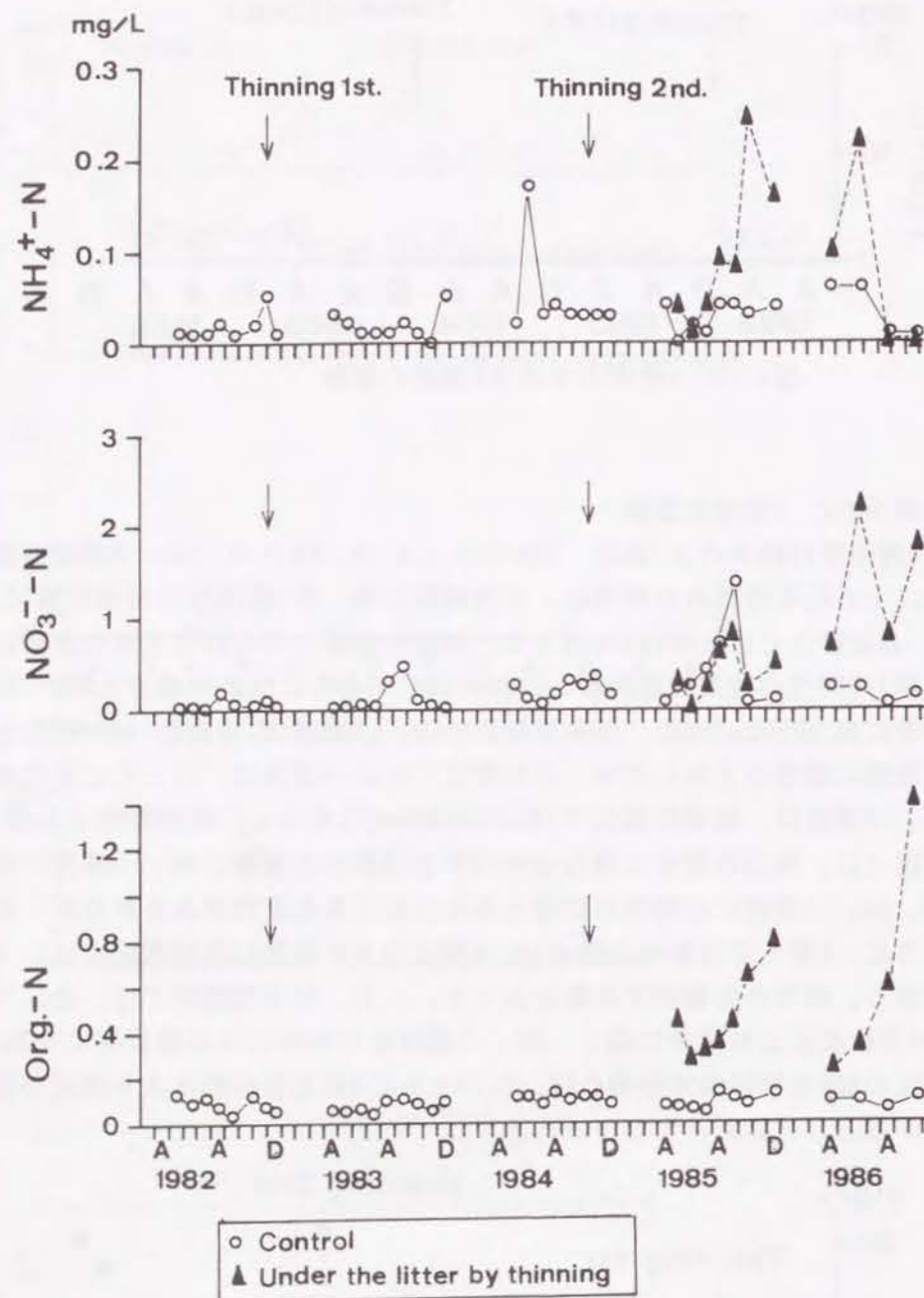


図4-20 A層毛管移動水のOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の変動

3) A層毛管停滯水のC、N濃度の変動

図4-21にA層毛管停滯水の全C濃度の変動、図4-22にOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の変動を示した。毛管停滯水の場合は、毛管移動水とは異なり、全C濃度は枝条放置区より非放置区で高い場合が多く、Org.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は非放置区と枝条放置区でほとんど差が認められなかった。これに対して、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は、夏または秋期に枝条放置区が非放置区より高い場合が多かった。

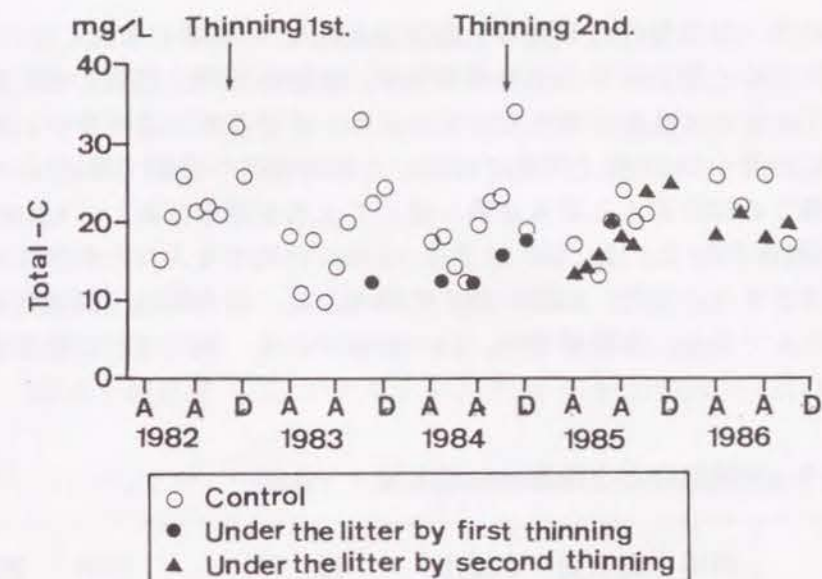


図4-21 A層毛管停滯水の全C濃度の変動

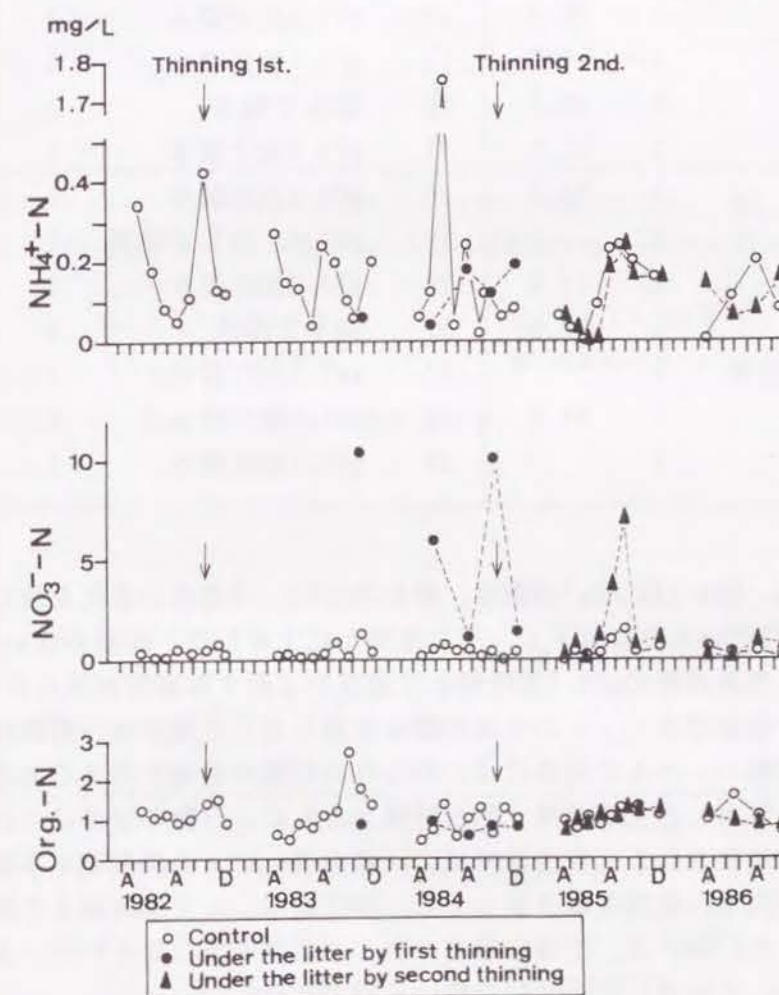


図4-22 A層毛管停滯水のOrg.-N、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の変動

4) 加圧板法による移動・保持特性の異なる土壌溶液の採取とN濃度の変動

移動・保持特性の異なる土壌溶液の溶存物質濃度が、土壌の乾燥・湿潤の繰り返しやNの無機化の進行によって、どのような影響を受けるかについては不明な点が多い。ここでは、構造を壊さないように10個の400cc採土円筒で採取した非放置区の表層土壌について、表4-9に示した異なるpF値での加圧脱水と培養を繰り返して土壌溶液を採取し、N濃度の変化を解析した。表4-9の実験操作3、7、12、16、21では、150ccの純水を入れたガラス容器に円筒試料を静置して飽水させた。また、後述の飽水時残水とは、飽水時に円筒試料が吸収仕切れずに容器に残った水である。実験操作10、19の培養中には、数日ごとに重量測定し、蒸発した水分を補給した。

表4-9 実験操作と土壌溶液の脱水量

操作 順	操 作	所用 日数	脱水量 (cc)	操作 順	操 作	所用 日数	脱水量 (cc)
1	pF1.8加圧脱水	1	2.4	13	pF1.4加圧脱水	1	43.4
2	pF2.7加圧脱水	1	26.4	14	pF1.8加圧脱水	1	34.0
3	純水で飽水	1		15	pF2.7加圧脱水	1	34.0
4	pF1.4加圧脱水	1	40.1	16	純水で飽水	1	
5	pF1.8加圧脱水	1	32.3	17	pF1.4加圧脱水	1	49.2
6	pF2.7加圧脱水	1	34.4	18	pF1.8加圧脱水	1	30.3
7	純水で飽水	1		19	pF1.8、25℃で培養	11	
8	pF1.4加圧脱水	1	44.4	20	pF2.7加圧脱水	1	32.9
9	pF1.8加圧脱水	1	32.5	21	純水で飽水	1	
10	pF1.8、25℃で培養	7		22	pF1.4加圧脱水	1	48.5
11	pF2.7加圧脱水	1	34.5	23	pF1.8加圧脱水	1	34.3
12	純水で飽水	1		24	pF2.7加圧脱水	1	31.4

図4-23にOrg.-N濃度、図4-24にNH₄⁺-N濃度、図4-25にNO₃⁻-N濃度の変化を示した。

Org.-N濃度は、実験操作6までは低下し、その後徐々に上昇した。pF値の違いによる濃度差は明瞭ではないが、培養直後のpF2.7加圧脱水で濃度が上昇する傾向がみられた。本実験のように、A₀層からの供給がなく、しかも加圧脱水を繰り返した場合は、初期段階で低下したOrg.-N濃度が採取時のレベルに戻るには、かなりの日数が必要と考えられる。

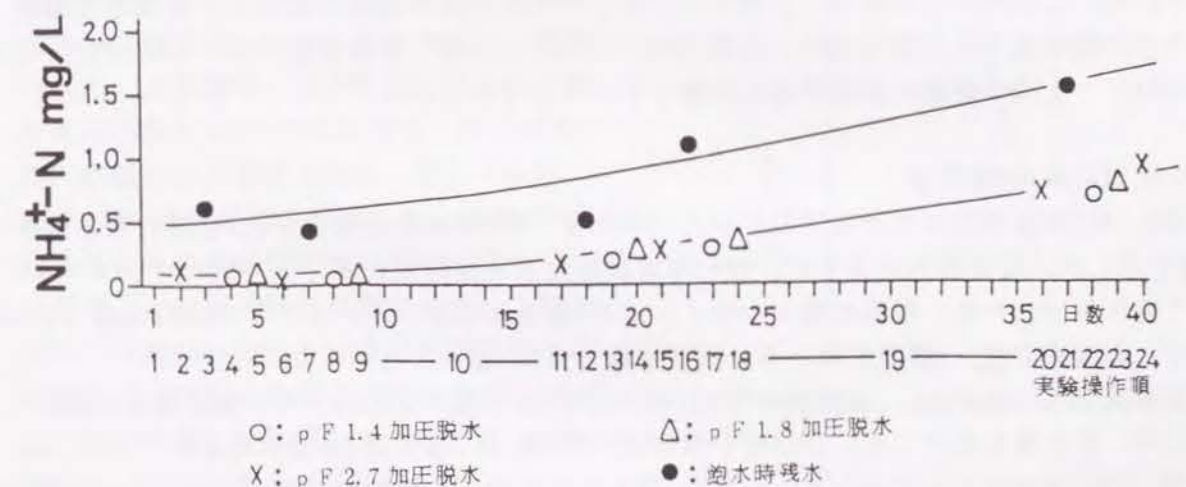
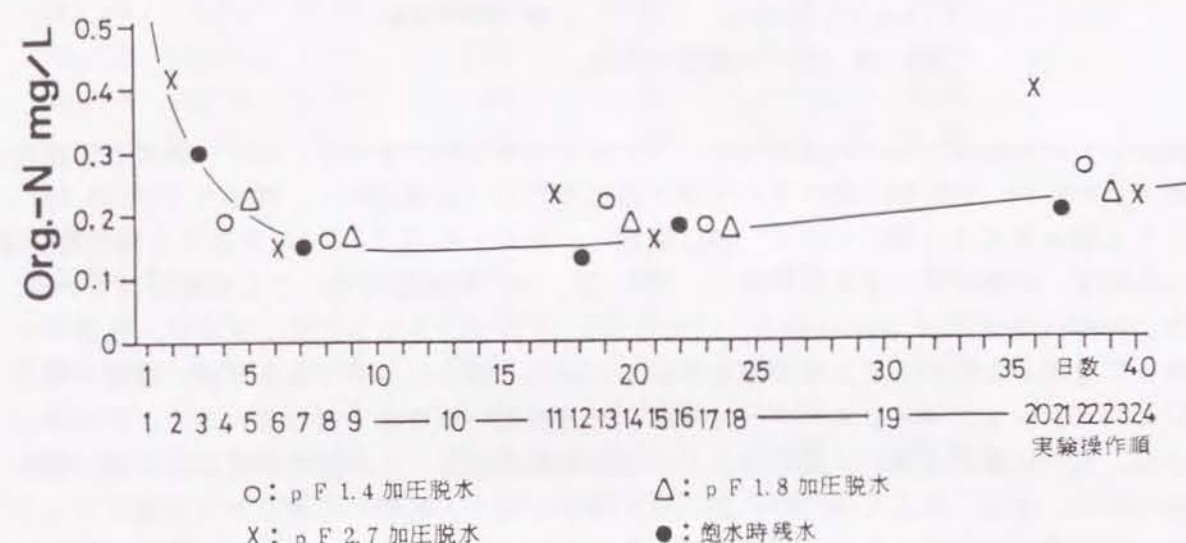
NH₄⁺-N濃度は、加圧脱水した土壌溶液、飽水時残水ともに、日数の経過につれて徐々に上昇した。しかし、加圧脱水した土壌溶液では、pF値の違いによる濃度差が不明瞭であった。また、飽水や加圧脱水、培養を繰り返しても、加圧脱水した土壌溶液より飽水時残水のNH₄⁺-N濃度が高かった。NH₄⁺は、土壌に吸着されて水には溶出しにくい、本実験では上記の現象がみられた。この点に関しては詳細は不明である。

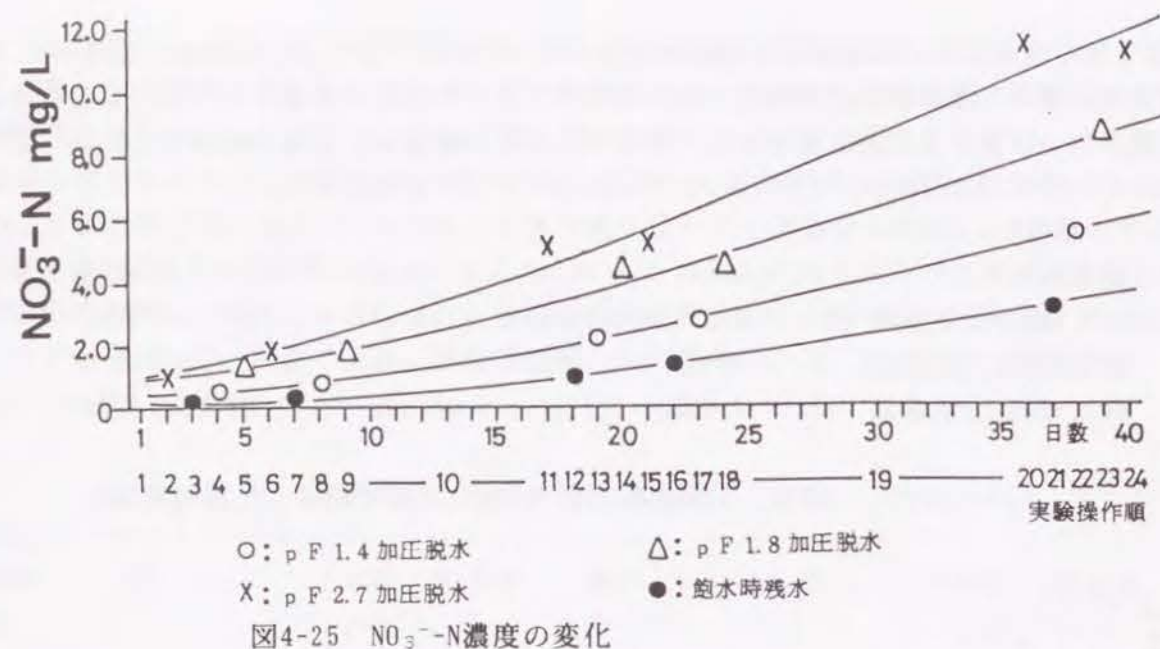
NO₃⁻-N濃度は、実験初期から飽水時残水 < pF1.4 < pF1.8 < pF2.7の傾向が明瞭で、高いp

F値で加圧脱水した土壌溶液ほど高濃度であった。これは、より小さい孔隙に保持され、移動速度の遅い土壌溶液ほど高濃度のNO₃⁻-Nを溶存していることを示している。また、飽水時残水および各pF値で加圧脱水した土壌溶液のNO₃⁻-N濃度は、日数の経過にしたがって、それぞれ独自の上昇カーブを示し、これらは以下の式で回帰された。

$$\begin{aligned}
 \text{飽水時残水} & Y_1 = 0.146 + 0.0139X + 0.00176X^2 & (R^* = 0.9990) \\
 \text{pF1.4脱水土壌溶液} & Y_2 = 0.215 + 0.0675X + 0.00181X^2 & (R^* = 0.9995) \\
 \text{pF1.8脱水土壌溶液} & Y_3 = 0.500 + 0.135X + 0.00181X^2 & (R^* = 0.9908) \\
 \text{pF2.7脱水土壌溶液} & Y_4 = 0.455 + 0.231X + 0.00129X^2 & (R^* = 0.9858)
 \end{aligned}$$

ここで、Y₁~Y₄はNO₃⁻-N濃度、Xは経過日数、R*は自由度で調整した重相関係数





図示していないが、CaとMg濃度はNO₃⁻-Nとほぼ同様の变化を示し、NO₃⁻-N濃度との間に、それぞれ $r=0.92$ 、 $r=0.93$ の強い正の相関が認められた（加藤1986）。梶木ら（1992）は、シラス土壌と黒ボク土壌について、加圧板法でpF値を1.8、2.2、3.1に変えて土壌溶液を採取した結果、pF値が高いほどECが高く、同時にK、Ca、Mg濃度も高いことを報告している。また、Hendershot and Courchesne, (1991) は、ゼロテンションライシメーターとポーラスカップを用いた吸引法で土壌溶液を採取した結果、理由は不明であるがNO₃⁻濃度は明らかにゼロテンションライシメーターで採取した方が低い値を示すとしている。これらのことから、高いpF値で土壌中に保持されている土壌溶液ほど、その溶存物質濃度は高い傾向がみられる。また、井上ら（1980）は、全孔隙率が高く、各種の孔隙をもつ土壌カラムでのClの流出曲線の形状から、以下のような解析を行っている。すなわち、当初流出する溶質は、交換吸着反応をともしない粗大孔隙を通過し、粗孔隙を通過した溶質がその後続く。最後に微細な孔隙に滞留した溶質、あるいは吸・脱着反応を経た溶質が流出するとしている。これらのことから、土壌中での溶存物質の移動や濃度形成には、土壌の孔隙組成や水移動特性（佐久間ら1979、石黒1994）、イオンの吸・脱着反応やpH、HCO₃⁻濃度（山崎1970）、土壌の乾湿の変動が強く影響していると考えられる。

5) 土壌溶液のN溶存量

表4-10に非放置区における1982年から1986年まで5年間の表面流去水とA層重力水の溶存N量を示した。先に述べたように、1983年は表面流去水採取用のチリトリ型ライシメーターに不備があったため、採取水量が少なく、溶存N量も少なかった。また、1984年は著しい少雨で、表面流去水、A層重力水ともに採取水量と溶存N量が少なかった。

表面流去水の溶存Nは、試験開始年の1982年が採取水量が比較的少ない割に濃度が高かったため、溶存量も多かった。1984年の第2回間伐以降は、毎年溶存N量が増加しており、特にNO₃⁻-Nの増加率が大きかった。一方、A層重力水では、降雨量の少なかった1984年を除けば、間伐の影響とみられる変化は不明瞭で、全N溶存量はほぼ4.5～5.7kg/ha・yr. の値であ

った。間伐によって、表面流去水のNO₃⁻-N溶存量が多少増加しても、A層重力水では、その変化が小さく抑えられていることが示唆された。

表4-10 林外雨量と表面流去水およびA層重力水の溶存N量

年 月	1982 4～12	1983 1～12	1984 1～12	1985 1～12	1986 1～11
林外雨量 (mm)	1244* ¹	1612	980	1671	1529
表面流去水					
採取水量(mm)	190	94	101	253	343
Org. -N (kg/ha)	0.98	0.39	0.53	1.21	1.58
NH ₄ ⁺ -N (kg/ha)	0.85	0.06	0.37	0.21	0.37
NO ₃ ⁻ -N (kg/ha)	4.01	0.54	0.88	1.31	3.65
Total-N (kg/ha)	5.84	0.99	1.78	2.73	5.60
A層重力水					
採取水量(mm)	183	260	91	268	432
Org. -N (kg/ha)	0.19	0.25	0.12	0.29	0.59
NH ₄ ⁺ -N (kg/ha)	0.19	0.20	0.10	0.13	0.38
NO ₃ ⁻ -N (kg/ha)	4.21	4.15	3.04	5.30	3.91
Total-N (kg/ha)	4.59	4.60	3.26	5.72	4.88

*¹ 1982.5～12

本試験地では、1985年を除いて土壌水分張力の経時変動を把握することができた。また、非放置区については、先に示した加圧板法による移動・保持特性の異なる土壌溶液の採取と溶存Nの濃度変化の解析に用いた円筒試料の孔隙解析から、図4-26に示したpF-水分特性曲線を作成した。このpF-水分特性曲線に吸引採取中の平均pF値を当てはめて、土壌の体積含水率を求め、これを基に土壌厚10cm当たりの吸引採取中の毛管移動水量（吸引採取中のpF値からpF2.7までの土壌水分量）を推定した。さらに、N濃度を乗じて溶存量を算出した。

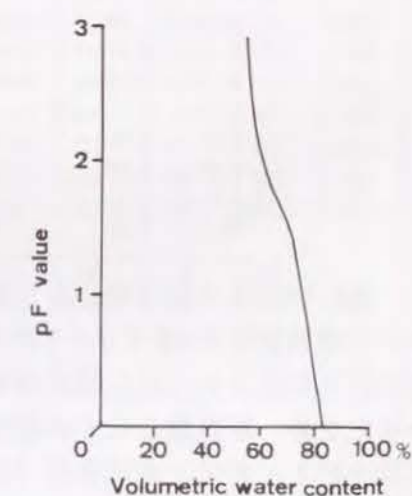


図4-26 表層土壌のpF-水分特性曲線（非放置区）

表4-11に吸引採取中の平均pF値、土壌厚10cm当たりの毛管移動水量およびN溶存量を示した。非放置区では、A層毛管移動水のN濃度は、第2章および第3章の各試験地より低いレベルで変動し、間伐後の上昇も顕著ではなかった。土壌厚10cm当たりの溶存量は、Org.-Nが0.009kg/ha以下、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ が0.007kg/ha以下、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ が0.03kg/ha以下で、全Nとしても0.04kg/haに満たない値であった。しかし、1984年以降は $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 溶存量が増加傾向を示した。

表4-11 A層毛管移動水の土壌厚10cm当たりN溶存量（非放置区）

採取日	平均pF値	毛管移動水量 m ³ /ha	Org.-N kg/ha	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ kg/ha	$\text{NO}_3^-\text{-N}$ kg/ha	Total-N kg/ha
1982						
5.24	1.86	70	0.0091	0.0007	0.0014	0.0112
6.24	1.94	60	0.0054	0.0006	0.0006	0.0066
7.23	1.92	62	0.0068	0.0006	0.0000	0.0074
8.24	2.01	48	0.0029	0.0019	0.0019	0.0067
9.22	1.83	78	0.0031	0.0008	0.0047	0.0086
11.4	2.29	24	0.0029	0.0005	0.0014	0.0048
12.3	1.94	60	0.0042	0.0030	0.0060	0.0132
12.23	2.14	34	0.0020	0.0003	0.0010	0.0034
1983						
4.21	1.92	62	0.0031	0.0019	0.0012	0.0062
5.20	1.98	52	0.0026	0.0010	0.0016	0.0052
6.18	2.00	48	0.0029	0.0005	0.0029	0.0062
7.20	1.89	65	0.0026	0.0007	0.0020	0.0052
8.22	2.17	32	0.0016	0.0000	0.0016	0.0032
9.21	2.04	42	0.0046	0.0008	0.0193	0.0248
10.20	1.97	54	0.0049	0.0005	0.0059	0.0113
11.24	2.12	36	0.0020	0.0000	0.0011	0.0032
12.21	2.39	16	0.0016	0.0008	0.0002	0.0026
1984						
5.24	2.22	30	0.0033	0.0006	0.0078	0.0117
6.23	2.10	38	0.0046	0.0065	0.0042	0.0152
7.21	1.74	98	0.0088	0.0029	0.0059	0.0176
8.20	2.39	16	0.0014	0.0002	0.0030	0.0046
9.21	1.91	64	0.0064	0.0019	0.0205	0.0288
10.20	1.89	65	0.0078	0.0020	0.0169	0.0267
11.21	1.85	74	0.0089	0.0022	0.0266	0.0377
12.21	1.97	54	0.0049	0.0016	0.0081	0.0146
1986						
4.23	1.82	80	0.0080	0.0048	0.0184	0.0312
6.19	1.80	84	0.0084	0.0050	0.0185	0.0319
8.21	2.11	37	0.0022	0.0004	0.0011	0.0037
10.22	2.09	40	0.0044	0.0004	0.0060	0.0108

また、表4-12に第3章で用いた方法と同様に、吸引1日当たりのN溶存量を示した。これを見ると、非放置区のA層では、1984年夏以降に溶存量の増加がみられたが、B層ではほとんど変化がみられなかった。枝条放置区のA層は、濃度は非放置区より高いが、採取水量が少なかったため、溶存量としては非放置区のA層より少ない場合が多かった。また、第3章の皆伐区（P1、P2）や対照区（P3、P4）と比較すると、Org.-Nと $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 溶存量はほぼ同じレベルであった。しかし、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 溶存量は、第3章の試験地で1mgを超える場合がみられたのに比較して、全般的に低い値であった。ただし、皆伐区では皆伐2年目に凹地形部分（P1）で、0~0.009mg程度に低下しているのに比較すれば高いレベルであった。

表4-12 吸引1日当たりのN溶存量（mg）

採取日	非放置区 A層				非放置区 B層				枝条放置区 A層			
	Org.-N	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	T-N	Org.-N	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	T-N	Org.-N	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	T-N
1982												
5.24	0.020	0.002	0.003	0.024	0.022	0.002	0.000	0.024				
6.24	0.020	0.002	0.002	0.024	0.015	0.000	0.000	0.015				
7.23	0.024	0.002	0.000	0.026	0.015	0.003	0.000	0.018				
8.24	0.010	0.007	0.007	0.023	0.006	0.002	0.004	0.013				
9.22	0.009	0.002	0.014	0.026	0.008	0.003	0.013	0.023				
11.4	0.008	0.001	0.004	0.013	0.005	0.003	0.001	0.008				
12.3	0.014	0.010	0.020	0.044	0.015	0.013	0.010	0.038				
12.23	0.005	0.001	0.003	0.009	0.001	0.004	0.001	0.007				
1983												
4.21	0.012	0.007	0.005	0.024	0.018	0.005	0.003	0.026				
5.20	0.009	0.004	0.005	0.018	0.023	0.005	0.007	0.035				
6.18	0.009	0.001	0.009	0.019	0.007	0.002	0.002	0.011				
7.20	0.008	0.002	0.006	0.017	0.008	0.000	0.002	0.010				
8.22	0.009	0.000	0.009	0.018	0.009	0.004	0.002	0.015				
9.21	0.016	0.003	0.069	0.088	0.007	0.002	0.003	0.012				
10.20	0.024	0.003	0.029	0.056	0.011	0.000	0.002	0.013				
11.24	0.006	0.000	0.003	0.009	0.001	0.001	0.001	0.003				
12.21	0.004	0.002	0.000	0.006	0.002	0.002	0.002	0.006				
1984												
5.24	0.011	0.002	0.025	0.038	0.029	0.013	0.004	0.046				
6.23	0.022	0.031	0.020	0.072	0.024	0.026	0.009	0.059				
7.21	0.022	0.007	0.015	0.045	0.017	0.007	0.012	0.036				
8.20	0.002	0.000	0.005	0.007	0.003	0.000	0.000	0.003				
9.21	0.015	0.004	0.047	0.066	0.005	0.003	0.001	0.009				
10.20	0.029	0.007	0.063	0.099	0.011	0.003	0.004	0.018				
11.21	0.023	0.006	0.068	0.096	0.010	0.007	0.010	0.027				
12.21	0.013	0.004	0.022	0.039	0.010	0.005	0.007	0.022				
1985												
4.25	0.019	0.011	0.022	0.052	0.025	0.019	0.017	0.061	0.031	0.043	0.012	0.086
5.24	0.014	0.000	0.049	0.062	0.006	0.002	0.002	0.010	0.013	0.001	0.009	0.023
6.21	0.020	0.007	0.082	0.109	0.010	0.003	0.014	0.027	0.026	0.001	0.002	0.029
7.19	0.006	0.001	0.053	0.060	0.003	0.002	0.002	0.007	0.007	0.001	0.006	0.014
8.21	0.041	0.012	0.210	0.263	0.019	0.013	0.013	0.045	0.026	0.007	0.044	0.076
9.20	0.016	0.006	0.203	0.225	0.013	0.005	0.005	0.023	0.007	0.001	0.014	0.022
10.25	0.009	0.003	0.007	0.018	0.010	0.002	0.001	0.013	0.008	0.003	0.003	0.015
12.19	0.013	0.004	0.011	0.029	0.010	0.008	0.002	0.020	0.007	0.001	0.004	0.013
1986												
4.23	0.027	0.016	0.063	0.106	0.015	0.009	0.002	0.026	0.014	0.006	0.043	0.063
6.19	0.020	0.012	0.044	0.076	0.013	0.011	0.011	0.035	0.013	0.008	0.081	0.102
8.21	0.004	0.001	0.002	0.007	0.003	0.006	0.008	0.017	0.004	0.000	0.005	0.008
10.22	0.010	0.001	0.013	0.024	0.007	0.001	0.003	0.011	0.011	0.000	0.014	0.026

枝条放置区A層は、1984年の第2回間伐による枝条放置区

遠心分離法で採取し、毛管停滞水とした土壌溶液は、円筒試料採取時にpF2.7以下であれば毛管移動水を含むことになる。非放置区の表層土壌は、pF2.7以上に乾燥することはなく、pF-水分曲線とpF値の経時測定から吸引採取時の毛管移動水量を算出することができた。また、遠心分離用の円筒試料は、毛管移動水の吸引中に採取した。そのため、pF2.7～pF4.12に相当する毛管停滞水量やN溶存量は、表4-13で示した水量および溶存量から表4-11で示した値を差し引いて解析することが可能と考えられる。

表4-14 土壤厚10cm当たりのpF2.7~pF4.12相当の毛管停滞水量とN溶存量

採取日	毛管 停滯水量 m ³ /ha	Org. -N kg/ha	NH ₄ ⁺ -N kg/ha	NO ₃ ⁻ -N kg/ha	T-N kg/ha	採取日	毛管 停滯水量 m ³ /ha	Org. -N kg/ha	NH ₄ ⁺ -N kg/ha	NO ₃ ⁻ -N kg/ha	T-N kg/ha
1982						1984					
5. 21	54	0.142	0.041	0.034	0.217	5. 22	77	0.083	0.012	0.041	0.136
6. 22	71	0.109	0.023	0.017	0.149	6. 20	122	0.214	0.273	0.114	0.601
7. 21	55	0.122	0.008	0.019	0.149	7. 19	98	0.116	0.005	0.084	0.205
8. 23	55	0.091	0.003	0.052	0.146	8. 20	58	0.076	0.018	0.036	0.130
9. 20	82	0.155	0.016	0.053	0.224	9. 19	28	0.115	0.000	0.001	0.116
11. 2	70	0.129	0.039	0.042	0.210	10. 18	37	0.061	0.010	0.018	0.089
12. 1	70	0.191	0.014	0.089	0.294	11. 19	12	0.105	0.003	-0.025	0.083
12. 21	83	0.106	0.014	0.029	0.149	12. 19	65	0.016	0.008	0.037	0.061
1983						1986					
4. 19	77	0.078	0.036	0.027	0.141	4. 21	13	0.089	-0.005	0.027	0.111
5. 18	94	0.073	0.021	0.037	0.131	6. 17	-21	0.090	0.002	-0.003	0.089
6. 16	70	0.101	0.014	0.004	0.119	8. 19	33	0.071	0.014	0.028	0.113
7. 18	85	0.111	0.005	0.007	0.123	10. 20	66	0.068	0.009	0.011	0.088
8. 22	87	0.129	0.029	0.031	0.189						
9. 19	85	0.153	0.024	0.098	0.275						
10. 18	78	0.349	0.012	-0.001	0.360						
11. 22	70	0.191	0.006	0.133	0.330						
12. 19	76	0.125	0.017	0.039	0.181						

6) 液相の全C、全N溶存量の変動

表4-15に林外雨、林内雨、樹幹流、非放置区の表面流去水およびA層重力水の全Cと全N溶存量の変化を示した。1983年3月から1984年3月の間で、表面流去水の溶存全C、N量が減少している。これはチリトリ型ライシメーターの一部にトラブルがあり、採水量の少ない時期がみられたためであり、必ずしも溶存量が減少したとは結論できない。

年度別の変化をみると、全Cは、林外雨で10~60kg/ha・yr.、林内雨で10~60kg/ha・yr.、樹幹流で10~40kg/ha・yr.、表面流去水で10~55kg/ha・yr.、A層重力水で0.3~9kg/ha・yr.であった。一方、全Nは、林外雨で8~9kg/ha・yr.、林内雨で10~14kg/ha・yr.、樹幹流で1.6~2.6kg/ha・yr.、表面流去水で2~6kg/ha・yr.、A層重力水で4~6kg/ha・yr.であった。また、林内雨と樹幹流によって地表面に到達する全C量は20~100kg/ha・yr.、全N量は10~15kg/ha・yr.であった。

なお、第2回間伐後に表面流去水の全C溶存量が増加した以外は、前後2回の間伐による全Cと全N溶存量の変化は不明瞭であった。

表4-15 液相中の溶存全C、N量の変化 (kg/ha・yr.)

	1982.5~1983.3		~1984.3		~1985.3		~1986.3		~1986.11	
	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N
Rainfall	20.35	8.47 ^{*1}	7.08	7.81	21.59	9.67	62.87	5.61 ^{*3}	34.18	3.67 ^{*4}
Throughfall	18.49	12.24	9.86	13.06	41.09	9.81	58.29	13.82	42.15	7.66
Stemflow	8.14	0.88 ^{*2}	12.00	1.56	23.44	2.60	40.55	2.46 ^{*3}	12.20	1.55 ^{*5}
A ₀ layer	32.35	5.97	10.46	0.95	24.86	1.87	54.76	3.51	51.01	3.92
A horizon	3.76	5.02	0.29	4.31	3.21	5.65	4.29	4.40	8.55	3.66

^{*1} :1982.6~1983.3 ^{*2} :1982.8~1983.3 ^{*3} :1985.4~1985.12

^{*4} :1986.4~1986.11 ^{*5} :1986.4~1986.10

5. 気相のCの変動

多層構造をもつ森林群落においては、土壤中—林床—群落内—林冠上部大気のCO₂濃度に違いが認められる(小林ら1984a)。本試験地では、間伐によって気相のCO₂の流れがどのように変化するかを明らかにするため、土壌空気(10、50cm深)、土壌呼吸、林床(地上5cm)、林冠層、林冠上部大気のCO₂濃度を測定した。このうち、土壌呼吸は植物根の呼吸も含むが、微生物による有機物分解の最終産物として地表面から放出されるCO₂を捉えており、土壌の微生物活性の程度をよく指標している(石井1974)。なお、測定手法や1983年までの結果の詳細については小林ら(1984a、1984b)が報告しており、ここではその後の変化を含む概要と林内環境との関係について述べる。

全試験期間を通じて、林床(地上5cm)のCO₂濃度は約380ppmの一定値を示した。これに対して、10cm深の土壌空気と土壌呼吸によって地表面に放出されるCO₂濃度は、8月前後に高濃度のピークをもつ明瞭な季節変化を示した。このうち、10cm深の土壌空気の高濃度のピークは、約1300~1500ppmに達しているが、間伐前後の違いは明瞭ではなかった。土壌呼吸のCO₂濃度は、非放置区で800~1200ppm、枝条放置区で900~1500ppmと枝条放置区が高か

った。小林ら(1984a、1984b)は、土壌空気と土壌呼吸にともなうCO₂濃度の変動に関して、降雨後に急激な濃度の上昇がみられること、気温が高く土壌水分張力の低い時期に濃度が高まり、気温が低く土壌水分張力の高い時期に濃度が低下することを認めている。さらに、温度や遠心分離法で採取した毛管停滯水の溶存Org. -N濃度と土壌呼吸のCO₂濃度は、高い正の相関を示し、両者の間に直線関係が認められるとしている。

これらのことから、土壌呼吸や土壌空気のCO₂濃度の変動には、生物活性やガス拡散、温度、風、降雨パターン、土壌の水分状態、土壌溶液に溶存するOrg. -Nなどが影響している。一方、試験当初、間伐によって林冠が疎開されて林内微気象が変化することによって、有機物の分解に変化が生じ、土壌呼吸や土壌空気のCO₂濃度も変化すると予測した。結果的には、非放置区では間伐前後で明瞭な変化が認められず、枝条放置区でのみ土壌呼吸によるCO₂濃度の高まりが認められた。こうした傾向は、枝条放置区と非放置区における表層土壌のNO₃⁻-N含有率や土壌溶液のNO₃⁻-N濃度の違いと一致しており、放置された枝条の分解が急速に進行したことを示唆している。

6. 間伐によるC、Nの蓄積・移動・循環過程の変化

先に示したC、Nの移動・循環に関するコンパートメントモデルのうち、気相部分については量的な推定が困難であるため、固相および液相部分のCとNについて定量的な評価を行った。図4-27に第1回間伐前の1982年、図4-28に第1回間伐後の1984年、図4-29に第2回間伐後の1986年のCとNの蓄積・移動・循環量を示した。ただし、図中のOutputのA₀(表面流去水)とA(A層重力水)は非放置区での値、1986年の液相部分は4月から11月の値である。また、林床植生の地下部現存量と純生産量、並びに1982年の堆積有機物量は不明である。このうち、第1回間伐前の林床植生は非常に少なく、疎らに認められる程度であったので、CおよびN現存量はほぼ無視できると考えられる。

第1回間伐前の1982年と第2回間伐前の1984年とを比較すると、立木としてのヒノキのC、N現存量に大きな差は認められなかった。第1回間伐では、本数・材積ともに約25%のヒノキを伐採したが、2年後にはほぼ元の現存量に回復した。一方、1984年と第2回間伐後の1986年を比較すると、第1回間伐では元に戻っていたヒノキのC、N現存量が、第2回間伐後には明らかに低下した。逆に、第2回間伐後は林冠の疎開によって、林床植生量が増加し、これにともなうC、N現存量も急激に増加した。C、Nの蓄積量の最も多い土壌については、調査地点のばらつきも考えられるが、間伐後Cが減少し、Nが増加する傾向がみられた。インプット量とアウトプット量は、調査年毎の気象状態によって異なるため、増減の違いを間伐の直接的な影響と判定することは困難と考えられる。

前後2回の間伐によって、Cとして30.5t/ha、Nとして0.14t/haに相当する幹材部が生態系外に搬出された。しかし、非放置区については、間伐後の無機態Nを中心とするC、Nの移動・循環量には、試験開始当初に予想したほどの大きな変化が認められなかった。これは、間伐が地温や土壌水分などの林内環境に与えた影響は小さく、CやNのフローを大きく攪乱するに至らなかったことを示している。ただし、枝条を放置した部分は、放置しなかった部分に比べて、表層土壌のNO₃⁻-N含有率や土壌溶液のNO₃⁻-N濃度、土壌呼吸によるCO₂濃度が顕著に高かった。このことは、枝条の放置が間伐後の有機物の分解やNの無機化に強い影

響を与えたことを示唆している。

以上のように、間伐時に枝条の放置されなかった部分では、土壌や土壌溶液の無機態N動態に顕著な変化がみられず、枝条を放置した部分でのみ土壌や土壌溶液の NO_3^- -N含有量が増加した。このことは、25%程度の間伐が林内環境に与える影響は小さく、土壌や土壌溶液のC、Nのフローを大きく攪乱するものではないことを示している。同時に、間伐によって、森林生態系の攪乱を最小限にとどめつつ、枝条の分解を促進し、CやNの移動・循環を活性化して、好適な生産環境を作り出すことが可能であることを示唆している。

Storage in plants						Input					
Biomass (t/ha)				Annual net pduction (t/ha·yr.)				Litterfall**			
Hinoki				Hinoki				C 2.20			
Stems				Stems				N 0.03			
C 62.89				C 4.86							
N 0.29				N 0.02							
Branches				Branches				Rainfall*1			
C 7.44				C 1.61				C 20.35			
N 0.07				N 0.02				N 8.47			
Leaves				Leaves				Throughfall*2			
C 7.23				C 2.50				C 18.49			
N 0.20				N 0.07				N 12.24			
Cones				Cones				Stemflow*3			
C 0.34				C 0.34				C 8.14			
N 0.00				N 0.00				N 0.88			
Total				Total							
C 77.90				C 9.30							
N 0.56				N 0.11							
Dead				Dead				Strage in			
C 4.74				C ?				soil (t/ha)			
Understory				Understory				Output			
branches				branches				Runoff*2			
N 0.03				N ?				A0 C 32.35			
Tops				Tops				N 5.97			
C ?				C ?							
N ?				N ?							
Roots						Roots					
C 20.89						C 1.60					
N 0.15						N 0.01					
Roots						Roots					
C ?						C ?					
N ?						N ?					
</											

第4節 要約

茨城県岩瀬町のヒノキ人工林を対象に、前後2回の間伐が林内環境や森林生態系のC、N動態に与える影響を解析し、以下の結果を得た。

1. ヒノキ林生態系のC、Nの移動・循環過程を固相・液相・気相に区分し、それぞれの構成要素間のC、Nのフローを表すコンパートメントモデルを作成した。コンパートメントモデルに基づいて、間伐によるCとNの動態の変化過程を解析した。

2. 間伐によって林内に放置された枝条の地表面被覆率は、第1回間伐が13.5%、第2回間伐が18.8%であった。一部に重複があるため、2回の間伐による放置枝条の地表被覆率は31%となった。

3. 枝条放置区と非放置区の林内微気象や土壌水分張力の変動を比較した結果、 A_1 層(5cm深)のpF値はほぼ同じ値であったが、10cm深や30cm深では枝条放置区がやや乾燥傾向を示した。 A_1 層の地温は、枝条を放置していない非放置区で変動が大きかった。

4. 前後2回の間伐でCとして30.5t/ha、Nとして0.14t/haが林外に搬出され、Cとして9.0t/ha、Nとして0.12t/haに相当する枝条が林内に残された。根を含めると、Cは19.1t/ha、Nは0.20t/haが林内に残された。

5. A_0 層の有機態および無機態N動態の変化を継続調査した結果、非放置区では間伐前後で顕著な違いはみられなかった。これに対して、枝条放置区では第1回、第2回の間伐ともに、間伐から2年後に NO_3^- -N含有率の高まりが認められた。このことは、放置された枝条からのヒノキ葉の脱落と堆積に約2年を要することが強く影響していると考えられた。

6. A 層土壌の NH_4^+ -N含有率には、間伐の影響も枝条放置の影響も認められなかった。これに対して、 NO_3^- -N含有率は、枝条放置区で顕著に高まった。

7. 構造を破壊しないように採取した土壌について、温度と水分状態をそれぞれ3段階に変えて培養を行った。その結果、圃場容水量程度の水分状態でN無機化能が最も高く、夏期1ヶ月で、 NO_3^- -Nを7.5mg/100g、 NH_4^+ -Nを1.5mg/100g生成する能力を有することが示唆された。

8. 80cm深までの土壌のC、N現存量は、間伐前にそれぞれ214.4t/ha、13.5t/haであったが、2回の間伐後はCが207.3t/ha、Nが13.9t/haとなった。

9. 非放置区における表面流去水と A 層重力水のN動態は、間伐の影響が不明瞭であった。

10. 毛管移動水の場合は、 A 層重力水と同様に非放置区ではC、Nともに間伐の影響が不明

瞭であった。これに対して、枝条放置区では、全C、Org.-N、 NH_4^+ -N濃度が非放置区より顕著に高く、 NO_3^- -N濃度も第2回間伐の2年後に上昇した。

11. 毛管停滞水の場合は、全C濃度は枝条放置区より非放置区で高かった。また、Org.-Nと NH_4^+ -N濃度は枝条放置区と非放置区でほとんど差がみられなかったのに対し、 NO_3^- -N濃度は枝条放置区で高まる傾向がみられた。

12. 加圧板法で移動・保持特性の異なる土壌溶液を採取し、その溶存物質濃度の変化を調べた。その結果、 NO_3^- -N濃度はより高いpF値で加圧脱水した土壌溶液ほど高濃度であった。

13. 間伐によって表面流去水のN溶存量が増加しても、 A 層重力水ではその変化が小さかった。

14. pF-水分曲線と土壌のpF値から、吸引採取時の毛管移動水量を算出し、これに濃度を乗じて毛管移動水のN溶存量を求めた。土壌の厚さ10cm当たりのN溶存量は、Org.-Nが0.009kg/ha以下、 NH_4^+ -Nが0.007kg/ha以下、 NO_3^- -Nが0.03kg/ha以下で、全Nとしても0.04kg/haに満たない値であった。

15. pF2.7~pF4.12に相当する毛管停滞水のN溶存量は、吸引法で採取した毛管移動水のN溶存量が著しく少なかったため、遠心分離法で採取した土壌溶液のN溶存量と大きな違いがみられなかった。pF2.7~pF4.12相当の毛管停滞水のN溶存量は、土壌の厚さ10cm当たりOrg.-Nが0.07~0.35kg/ha、 NH_4^+ -Nが0.00~0.27kg/ha、 NO_3^- -Nが0.00~0.13kg/ha、全Nとしては0.08~0.60kg/ha程度であった。

16. 2回の間伐時に枝条を放置しなかった約70%の部分では、C、Nの移動・循環に間伐率に相当する大きな変化がみられなかった。これは、2回にわたる25%程度の間伐を行っても、温度や土壌水分などの林内環境を大きく変化させず、CやNのフローを強く攪乱するインパクトを与えなかったためである。一方、間伐時に枝条を放置した部分では、土壌の NO_3^- -N含有率や土壌溶液の NO_3^- -N濃度、土壌呼吸による CO_2 濃度が枝条を放置しなかった部分より高く、有機物の分解がより進行した。本試験地の場合は、間伐による林冠の疎開よりも、枝条の放置が有機物の分解やNの無機化を促進した。これらのことから、間伐によって森林生態系の攪乱を最小限にとどめつつ、枝条の分解を促進してCやNの移動・循環を活性化し、より好適な生産環境を形成することが可能と考えられた。

第5章 源頭部森林小流域における水質形成メカニズム

第1節 研究の目的

日本の森林地帯では、溪流流出水の水質は清浄であるといわれている（堀田1991）。しかしながら、水質形成のメカニズムについては、未解明な部分が多く残されている。その主な原因は、森林の多くが山岳地に位置し、地形、地質、土壌などの立地環境が複雑であるため、それぞれの林地または斜面上の位置によって、土壌中での水や物質の動態が異なり、これらが十分に解明されていないことによる。したがって、森林における水質形成のメカニズムを解明するためには、斜面各部位または斜面全体を通じた土壌の表層から下層にいたる土壌水分の移動特性と溶存物質の動態を明らかにし、立地環境要因や流出水の水質との関係を明らかにする必要がある。特に、 NO_3^- の動態は立地環境や人為インパクトに強い影響を受け、ミネラル類の動態を左右する傾向が強いため（生原1991）、土壌特性や水移動特性と NO_3^- の動態との関係を詳細に解析する必要がある。

本章では、源頭部の森林小流域を対象として、斜面位置や土壌型の異なる部分で、表層から基盤層までの土壌溶液の NO_3^- を中心とする溶存物質のイオン濃度としての変動と水移動特性との関係を明らかにする。また、土壌溶液と流出水の水質との関係を解析し、水質形成メカニズムを明らかにする。

第2節 試験地と研究方法

1. 試験地の概況と自然立地環境

試験地は、水戸営林署管内堂平国有林118林班（茨城県常陸太田市）の源頭部小流域（流域面積0.82ha）に設定した。植栽木は、凹地形の部分がスギ、その他はヒノキで、ともに約80年生である。この流域内で後述の図5-1に示したA～F地点に試験プロットを設けた。試験地の基盤地質は日立変成岩（経済企画庁総合開発局1973）、年平均気温は13.7℃、年平均降水量は1488mmである（藤枝ら1996）。なお、試験期間中の年降水量は、1992年が1177mmと少なく、特に8～9月に少なかった。1993年は1623mmで、夏期は低温多雨であった。

試験地の地形・土壌分布・土研式簡易貫入試験器による土層の貫入抵抗値（Nc値）の分布を図5-1に示した。図中のA～Fは後述する各試験を行ったプロット、S1とS2は湧水点である。また、表5-1に各調査地点の概況を示した。貫入抵抗値からみた土層深度は、流域のほぼ中心に位置するC地点より上部の緩傾斜部分で300cmないしそれ以上あり、下層まで貫入抵抗値が小さく土層全体が軟らかい。一方、急傾斜の側壁斜面の土層深度は200cm以下、湧水点に近い谷底部は60cm以下である。湧水は、D地点から斜距離で約20m下部のS1地点で観察され、調査期間中に水が枯れることはなかった。また、尾根状の凸型急斜面の末端部（S2地点）に、湧出量の非常に少ない湧水がみられた。

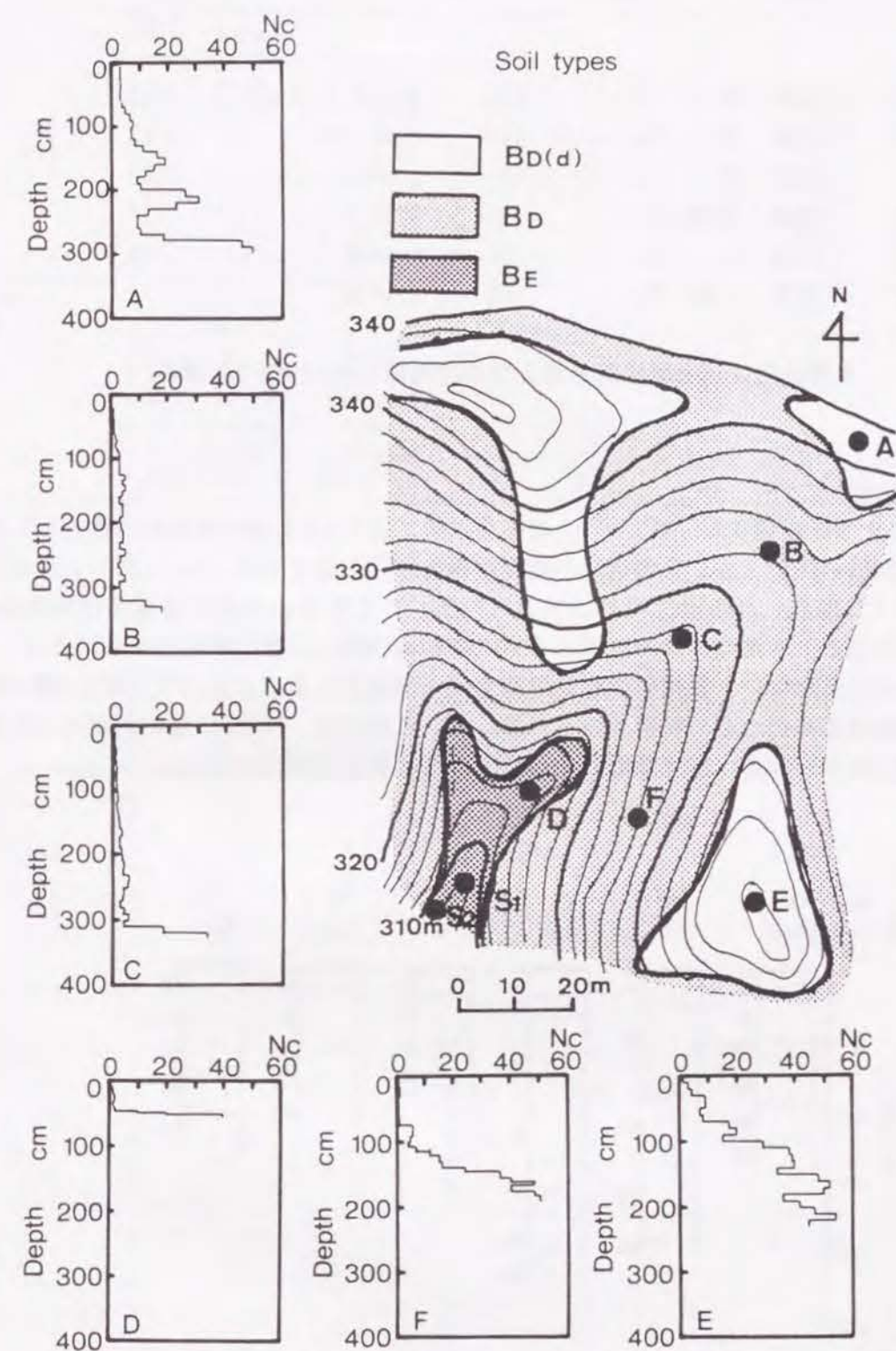


図5-1 試験地の地形、土壌分布、土層の貫入抵抗値と土壌溶液および湧水の採取地点

表5-1 試験プロットの概況

プロット	地形	土壌型	土層深度 (cm)	主林木	平均樹高 (m)
A	尾根・凸	B _D (d)	280	ヒノキ・コナラ	12
B	緩斜・凹	B _D	340	スギ	22
C	緩斜・凹	B _D	320	スギ	22
D	緩斜・強凹	B _E	50	スギ	22
E	山頂・凸	B _D (d)	100	ヒノキ	12
F	急斜・平衡	B _D	150	ヒノキ	15

土層深度は、土研式簡易貫入計の計測値Nc10=10までの深さ

2. 土壌特性

図5-2に土壌断面模式図、表5-2に土壌断面形態、表5-3に土壌の物理的特性を示した。土壌は、凸地形の部分（A、E地点）が適潤性褐色森林土偏乾亜型（B_D(d)型）、湧水点に近い谷底部（D地点）は弱湿性褐色森林土（B_E型）、その他の大部分は適潤性褐色森林土（B_D型）である。A地点の50cm以深とB地点の80cm以深には埋没層が認められるが、他の地点では認められない。急傾斜の側壁斜面では、凹地形の地点に比べて明瞭にA層の厚さが薄い、石礫量が多いなどの特徴がみられる。B、C地点は、100cm以深の固相率が比較的小さく、全孔隙率が高い。谷底部のD地点は、全体に粗孔隙率が小さい。

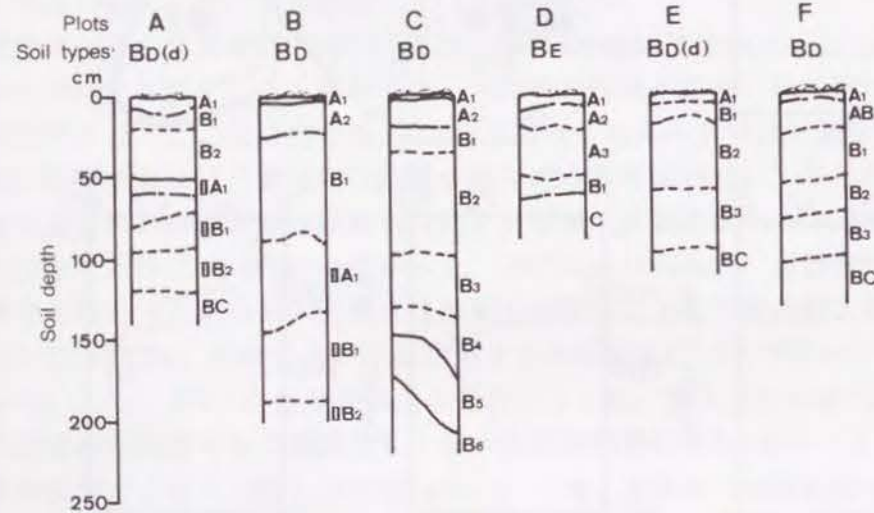


図5-2 調査プロットの土壌断面模式図

表5-2 土壌の断面形態

プロットNo. 土壌型	層位	層厚 (cm)	土色	石礫	土性	構造	堅密度 (山中式 硬度計mm)	根系
A B _D (d)	L	1-2						
	F	1-2						
	I A ₁	8-14	7.5YR4/4	±	CL	Bk, Cr. (Nt.)	9	S++ M+
	I B ₁	8-12	10YR5/6	±	CL	-	12	S+
	I B ₂	30	10YR5.5/8	-	CL	-	15	S±
	II A	5-9	7.5YR4/5	-	CL	-	13	M, S±
	II B ₁	10-20	7.5YR4/6	-	C	-	22	M, S±
	II B ₂	14-24	7.5YR4/6	腐±	C	-	22	S±
	II B ₃	26	7.5YR4.5/7	腐±	C	-	25	-
	II BC	20+	5YR4/8	腐++MS角+SL	-	-	25	-
B B _D	L	1-4						
	F	0.5						
	I A ₁	5	5YR2/2	-	L	Cr, Bk.	0	MS++
	I A ₂	20	5YR3/2.5	-	CL	Bk, Cr.	8	MS+
	I B ₁	55	5YR3/4	-	CL	(Cr, Bk.)	16	MS±
	II A	50-70	5YR3/3	-	CL	(Bk.)	22	-
	II B ₁	43-55	7.5YR4/6	-	CL	-	26	-
	II B ₂	25+	7.5YR4.5/6	-	C(L)	-	23	-
C B _D	L	1-4						
	F	0.5						
	A ₁	2-3	7.5YR3/2	MS角+	CL	Cr, Bk.	0	MS++
	A ₂	18	10YR4/4	MS角+	CL	Bk, (Cr.)	7	MS+
	B ₁	16	10YR4/6	MS角+	C(L)	Bk, (Cr.)	11	S±
	B ₂	50	5YR4/6	M角±S角+	CL	(Bk.)	16	MS±
	B ₃	45	7.5YR4/6	MS角±	CL	-	20	-
	B ₄	20-45	7.5YR4.5/6	MS角±	(S)L	-	25	-
	B ₅	25-45	2.5YR4/8	-	SCL	-	27	-
	B ₆	35+	7.5YR4.5/6	L角±	C(L)	-	27	-
D B _E	L	0-0.5						
	F	0-0.5						
	A ₁	3-12	10YR2/3	-	CL	Bk, Cr.	6	S+
	A ₂	14-16	10YR4/4	S角±	CL	Bk, (Cr.)	17	MS±
	A ₃	20-30	10YR4/3	MS角+	CL	Bk.	20	M+S±
	B	8-15	10YR3/4	MS角±	CL	Bk.	20	S+
	C	30+	2.5YR4/3	L角+++	SIL	-	26	-
			7.5YR5/6					
E B _D (d)	L	1-2						
	F	1-2						
	H	0.5						
	A	6		腐S±	CL	Gn.		LM+S++
	B ₁	2-12		腐S+	CL	(Bk, Nt.)		LMS+
	B ₂	20-30		腐MS+	C(L)	-		LMS+
	B ₃	40		腐LMS++	C(L)	-		LMS±
	BC	10+		腐L+++	(S)	-		S±
F B _D	L	0-2						
	F	1-3						
	H	0-0.5						
	A ₁	2-4	5YR2/2	腐S±	CL	Cr, Bk.	5	L+S++
	AB	18	7.5YR3/3.5	腐MS±	C	Bk, Cr.	10	M±S+
	B ₁	28-30	10YR4/6	腐M+S±	C	(Bk.)	14	S±
	B ₂	20	10YR5/6	腐M++S+	C	-	19	S±
	B ₃	26	10YR5/6	腐LMS++	CL	-	24	-
	BC	10+	2.5YR5/6	腐L+++MS++(S)L	-	-	23	-

表記法は、第2章の表2-3に同じ。

表5-3 土壌の物理的特性

プロット 土壌型	層位	採取深度 (中央値) (cm)	三相組成 (%)			孔隙組成 (%)		
			固相	液相	気相	全孔隙	細孔隙	粗孔隙
A B _a (4)	I A ₁	2	27.9	37.3	34.8	72.1	33.5	38.6
	I B ₁	15	35.4	37.5	27.1	64.6	35.5	29.1
	I B ₂	35	39.7	39.1	21.2	60.3	29.6	30.7
	II A	55	36.4	43.8	19.8	63.6	42.5	21.1
	II B ₁	70	40.7	44.8	14.5	59.3	43.6	15.7
	II B ₂	85	48.0	45.6	6.4	52.0	44.2	7.8
	II B ₃	110	49.2	43.7	7.1	50.8	42.9	7.9
	II BC	130	47.2	42.0	10.8	52.8	40.2	12.6
B B _a	I A ₁	2	13.7	45.1	41.2	86.3	36.1	50.2
	I A ₂	20	21.4	45.4	33.2	78.6	39.9	38.7
	I B ₁	38	22.7	45.7	31.6	77.3	40.0	37.3
	I B ₁	45	21.2	47.0	31.8	78.8	42.0	36.8
	I B ₁	78	20.8	48.7	30.5	79.2	43.3	35.9
	II A ₁	100	19.3	47.4	33.3	80.7	42.9	37.8
	II A ₁	120	22.9	50.3	26.8	77.1	46.8	30.3
	II A ₁ -B ₁	145	23.7	50.1	26.2	76.3	47.7	28.6
	II B ₁	170	26.4	57.6	16.0	73.6	54.0	19.6
	II B ₂	195	27.3	60.0	12.7	72.7	54.4	18.3
C B _a	A ₁	2	16.9	45.9	37.2	83.1	32.3	51.1
	A ₂	10	31.0	47.1	21.9	69.0	35.9	33.1
	A ₂ -B ₁	20	44.2	46.2	9.6	55.8	41.4	14.4
	B ₁ -B ₂	38	40.7	48.4	10.9	59.3	45.0	14.3
	B ₂	58	38.3	50.8	10.9	61.7	46.8	14.9
	B ₂	80	32.8	51.9	15.3	67.2	47.5	19.7
	B ₃	110	28.9	53.3	17.8	71.1	45.7	25.4
	B ₄	140	26.5	51.1	22.4	73.5	44.4	29.1
	B ₅	170	17.5	65.8	16.7	82.5	53.1	29.4
	B ₆	200	47.1	45.6	7.3	52.9	42.9	10.0
D B _a	A ₁	2	31.5	59.7	8.8	68.5	51.3	17.2
	A ₂	15	35.7	50.8	13.5	64.3	47.5	16.8
	A ₃	35	41.9	47.5	10.6	58.1	44.1	14.0
	B	50	45.7	42.3	12.3	54.3	40.9	13.4
	C	70	62.6	26.2	11.2	37.4	27.5	9.9
E B _a (4)	A	2	36.4	44.2	19.3	63.6	31.4	32.2
	B ₁	10	58.2	38.2	3.6	41.8	32.9	8.9
	BC	80	54.0	39.9	6.1	46.0	33.0	13.0
F B _a	A ₁	2	19.0	45.8	35.2	81.0	34.0	47.0
	AB	10	31.3	44.9	23.8	68.7	37.4	31.3
	B ₁	35	37.7	39.6	22.7	62.3	35.9	26.4
	B ₂	65	44.9	44.3	10.8	55.1	40.8	14.3
	B ₃	90	50.1	41.5	8.4	49.9	39.3	10.6

孔隙の区分は、第2章の表2-4に同じ。

3. 植生の特徴

林相は、約80年生の人工林で、B、C、D、S1地点などの凹地形部分がスギ (*Cryptomeria japonica*)、その他の大部分はヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) である。しかし、尾根部のA地点や山頂部のE地点では、ヒノキの他にコナラ (*Quercus serrata*)、リョウブ (*Clethra barbinervis*) などの落葉広葉樹が混生している。林床植生は、谷底部以外は樹高1~3mのヒサカキ (*Eurya japonica*)、ツバキ (*Camellia japonica*)、ヤブムラサキ (*Callicarpa mollis*) などの木本植物が多い。また、凸地形のA地点やE地点にはヤブコウジ (*Ardisia japonica*)、中腹部のC、F地点にはコアジサイ (*Hydrangea hirta*)、フモトシダ (*Microlepia marginata*) などが分布する。谷底部のD、S1地点にはタマアジサイ (*Hydrangea involucrata*)、ミズ (*Pilea hanaoi*) などの湿性~弱湿性型植生が密生している。

4. 研究方法

①土壌溶液および湧水の採取と分析方法

土壌溶液は、A、C、D、E、F地点において、小型ポーラスカップ (外径0.8cm、全長10cm) を連結した吸引装置を設置し、初期吸引圧を-50cmHg (約-66kPa、pF2.8相当) として1昼夜放置する方法で採取した。B地点は、埋没層が認められるものの、表面地形や土層の貫入抵抗値の分布、土層深度、林床植生の種組成などがC地点と類似しているため、土壌溶液の採取を行わなかった。

土壌溶液の採取深度は、A、C地点が5、50、100、200、300cm、D地点が5、44、72cm、E、F地点が5、50、100、150、200cmである。したがって、各地点の最下部に設置したポーラスカップは、土壌の最下層または基岩の風化層に達している。なお、各地点ともに、5cm深のポーラスカップは、地表面の傾斜角度に合わせて横向きに、その他の深度では、ポーラスカップの下端から5cmの部分が、所定の深さになるように鉛直に設置した。

吸引採取は、C、D地点が1992年8月から、A地点が1992年10月から、E、F地点が1993年5月から、1993年11月まで冬期を除いて各月末に行った。湧水は、S1地点が1992年8月から、S2地点が1993年4月から、土壌溶液の採取日に採取した。

pHとECは、採取時に現地でガラス電極法および白金平板電極法によって測定した。アイソボックスにいて持ち帰った試料について、 NH_4^+ 、 NO_2^- 、 NO_3^- 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 PO_4^{3-} はイオンクロマトグラフ法、 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} は原子吸光法を用いて定量した。 HCO_3^- は、全有機炭素分析計を用いて全C (TC) と全有機C (TOC) を定量し、その差を用いた。

②土壌の無機態Nの分析方法

無機態N分析用土壌試料は、植物の吸収による影響が少ない1993年3月と12月に行った土壌断面調査またはボーリング調査時に採取した。無機態Nの分析方法は、第1章第3節で示した通りである。

第3節 結果と考察

1. 土壌の NO_3^- -N含有率

図5-3に土壌深度別の NO_3^- -N含有率を示した。ここで示した NO_3^- -N含有率は、硝酸化成の比較的少ない3月または12月に採取、分析した結果である。これは、植物の生育期には無機化したNの大部分が植物に吸収される可能性があり（堤1987）、土壌中での NO_3^- -Nの垂直分布を比較するには、植物の非生育期で、しかも土壌の非凍結時に比較する必要があると考えたためである。

各地点ともに、 NO_3^- -N含有率は表層から下層にかけて減少した。表層0~5cmでは、C地点が最も高く約7mg/100g、他の地点は1mg/100g以下、湧水点のS1は0.3mg/100gであった。下層部は、C地点の100~170cmで0.3~0.7mg/100gを示した。C地点の100cm深はB₃層、150cm深はB₄~B₅層に相当し、これらの層位で多量の NO_3^- -Nが生成される可能性は小さいことから、表層からの移動の結果と考えられる。なお、他の地点の50ないし100cm位深では、 NO_3^- -Nを検出できない場合が多かった。

これらのことから、緩傾斜の凹地形で土層が深く、下層まで比較的軟らかいC地点では、他の地点に比べて表層での硝酸化成が盛んで、下層部への移動量も多いことが推定される。

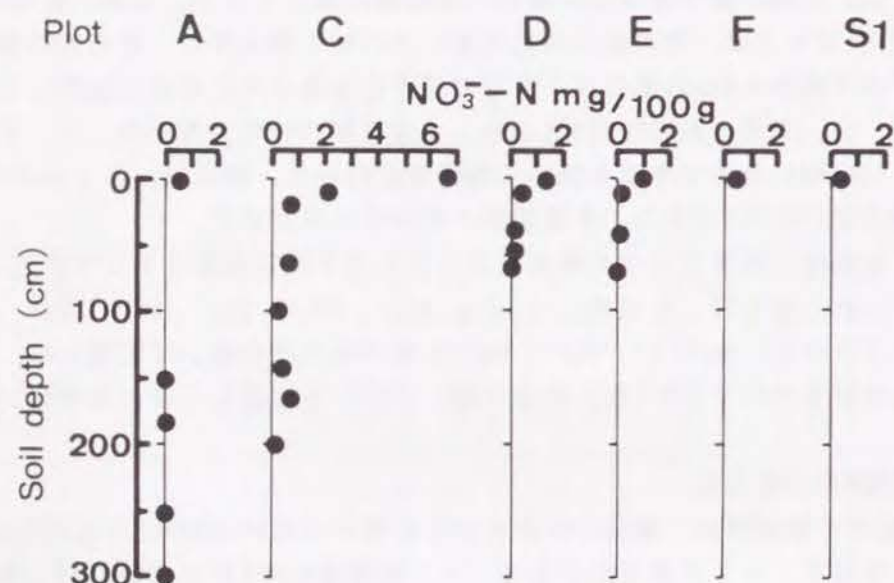


図5-3 土壌深度別の NO_3^- -N含有率

2. 土壌溶液と湧水の NO_3^- 濃度の季節変動

図5-4にA、C、D、E、F地点の土壌溶液とS1湧水の NO_3^- 濃度の季節変動を示した。なお、本章では、土壌溶液と湧水の NO_3^- を中心とする溶存イオンの動態と水移動特性との関係解明を主題としているため、濃度表示をmeq/Lとした。

全体的な傾向をみると、凹地形のC、D地点は、尾根部のA地点、山頂部のE地点および急傾斜の側壁斜面に位置するF地点より高濃度を示す場合が多かった。特に、土壌の NO_3^- -N含有率が高いC地点は、土壌溶液の NO_3^- 濃度も高かった。C地点では、降水量が少なく気温の高かった1992年8~9月には、5cm深で5.8meq/Lに達する高濃度を示した。また、50cm深では1993年6~7月に、100cm以深では1993年9月以降に濃度の高まる傾向がみられた。しかしながら、それぞれの深さでのピーク濃度は下層ほど低下した。

谷底部のD地点では、1992年9月に5cm深で約1meq/Lの濃度ピークを示した後、10月には44cm深、10~11月以降に72cm深で濃度の高まりが認められた。1993年には、5cm深は7月までは0.1meq/L程度であったが、8月以降は約0.3meq/L程度の濃度で推移した。44cm深の濃度は5cm深より低い、概ね5cm深と連動して変化した。これに対して、72cm深は4月から濃度が低下し、6月以降はほぼ痕跡程度で推移した。

尾根上のA地点では、5cm深はD地点とほぼ同程度の濃度を示したが、50cm以深は痕跡程度に低下した。なお、A地点は、200cm以深の採取水量が極めて少なく、溶存物質を分析できないことが多かった。また、1993年4、5月に300cm深で約0.3meq/Lの濃度を検出したが、これが乾燥による濃縮か、何らかの原因で表層の水が混入したかについては不明である。

山頂部のE地点は、5cm深で0.07meq/L以下、50cm深は痕跡程度であった。これに対し、100および150cm深は50cm深より濃度の高い場合が多かった。200cm深はA地点と同様、分析に必要な水量を採取できない場合が多かった。

急傾斜の側壁斜面上のF地点は、C地点と同様にB₅型土壌であるが、5cm深は0.06meq/L以下、100cm以深は NO_3^- を検出できない場合が多かった。

S1湧水の NO_3^- 濃度は、ばらつきはみられるがほぼ0.06~0.10meq/Lで推移し、上述の各地点における最下層部の土壌溶液より高い濃度を示す場合が多かった。

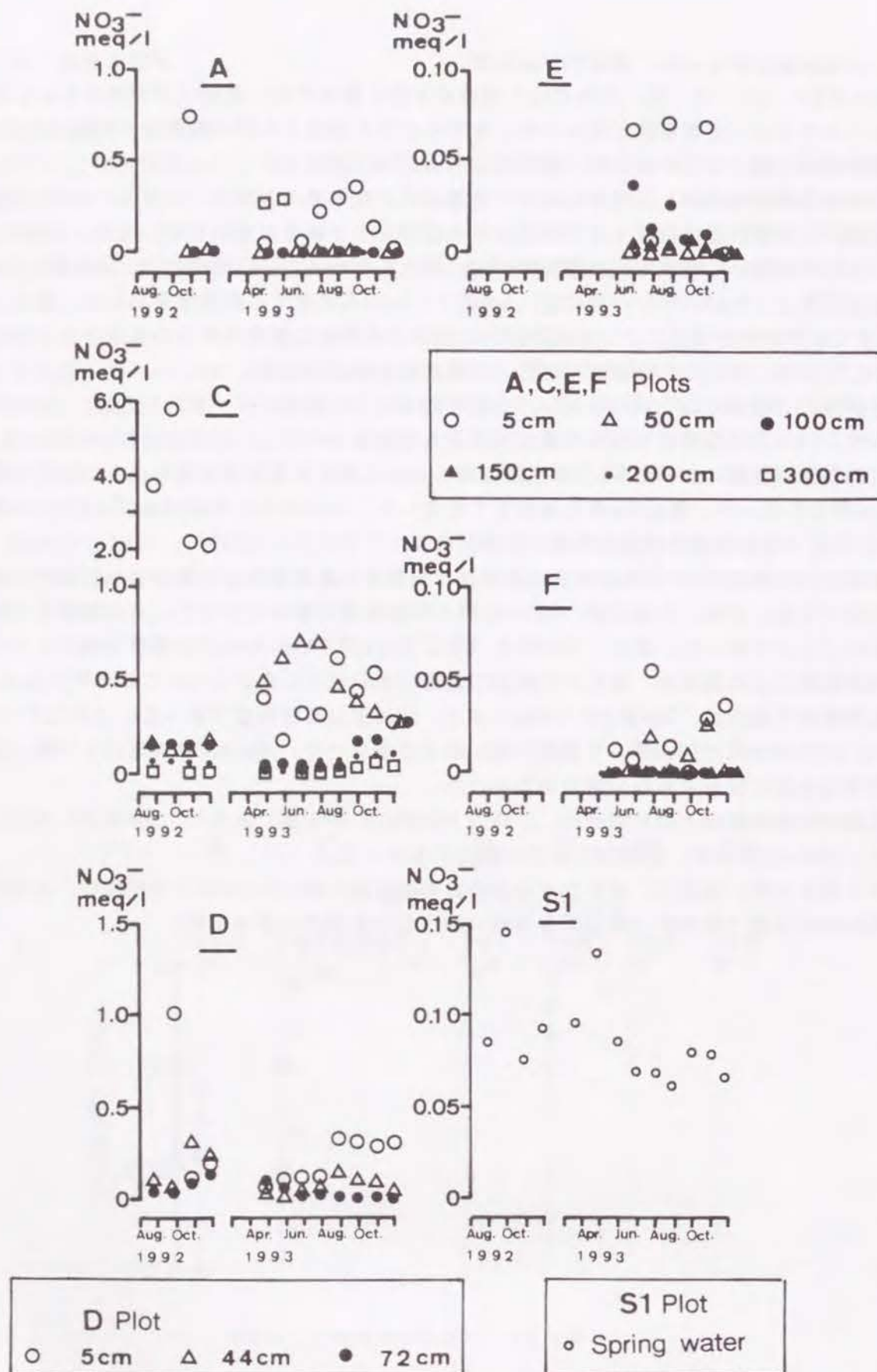


図5-4 A、C、D、E、F地点の土壌溶液とS1湧水の NO_3^- 濃度の季節変動

3. 土壌溶液と湧水のイオン平均濃度

図5-5に1993年に採取した試水について、土壌溶液は深さ別に採取水量を加味した加重平均濃度、湧水は流量が不明なため単純平均濃度を示した。これは、土壌溶液と湧水的主要イオンの平均的な濃度や組成を把握するためである。土壌溶液、湧水ともに、採取水量を加味した平均値としてみると、アニオン合計よりカチオン合計がやや大きい値を示した。これは、 HCO_3^- 濃度を全C濃度から全有機C濃度を差し引いた値から求めたことや、土壌溶液を吸引法で採取したことなどが影響していると考えられる。液相中の炭酸イオン種の組成は、 CO_2 分圧とpHによって定まり (Bolt *et al.*, 1980)、吸引法で土壌溶液を採取した場合は、液相中の CO_2 ガスの脱気やpHの変化を引き起こすとされている (下垣ら1989)。そのため、土壌溶液の HCO_3^- 濃度は、土壌中に存在していたときと異なっている可能性がある。

図5-6に1992年と1993年に採取した各地点の5、100、200cmおよび最下層の全土壌溶液について、カチオン濃度合計とアニオン濃度合計との関係を示した。1992年に採取した土壌溶液には、5cm深を中心に NO_3^- 濃度が非常に高い場合があり、こうした場合にはアニオン濃度合計がカチオン濃度合計より高い傾向がみられた。しかし、土壌溶液のカチオン濃度合計とアニオン濃度合計とは、地点や深度にかかわらず強い正の相関をもっており、 HCO_3^- を含めたイオンの組成や比率の比較は可能と考えられる。ただし、深さによって関係式が異なるのは、今回分析を行っていない H^+ 、 Al^{3+} 、有機酸などが影響していると考えられる。

土壌溶液のアニオンは、A地点の300cm深を除いて、表層から下層にかけて NO_3^- 濃度が低下し、逆に HCO_3^- 濃度が上昇した。また、A地点とE地点では、100cm深で Cl^- 濃度が最も高かった。これは、小林ら (1994) が指摘しているように、尾根部のA地点や山頂部のE地点では、表層より下層部が強く乾燥するため、 Cl^- が濃縮した結果と考えられる。これに対して、凹地形のC、D地点や急傾斜のF地点では、表層から下層にかけて Cl^- 濃度の変化が小さく、土壌が強い乾燥を受けにくいためと考えられる。 SO_4^{2-} 濃度は表層から下層にかけてわずかに上昇する地点が多かった。E地点の SO_4^{2-} 濃度は、表層から100cm深までの上昇が他に比べて著しかった。なお、 NO_2^- と PO_4^{3-} は、どの地点でもほとんど検出されなかった。

カチオンは、 NH_4^+ と K^+ が非常に低濃度であった。また、表層から50cm深までは、 Ca^{2+} 濃度が Na^+ や Mg^{2+} 濃度より高い場合が多く、100cm以深で Na^+ や Mg^{2+} 濃度の高まる地点が多かった。表層で Ca^{2+} 濃度が高いのは主に NO_3^- を中心とするアニオンと、下層で Mg^{2+} 濃度が高いのは主に Cl^- や HCO_3^- などのアニオンと、それぞれバランスをとるようにイオン交換が起きているためと考えられる。

S1湧水は、尾根部のA地点や山頂部のE地点を除く中腹以下の各地点 (C、D、F) の最下層部と比較して、アニオンでは NO_3^- 、 HCO_3^- 濃度が、カチオンでは Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 濃度が高かった。 NH_4^+ 、 K^+ 濃度は、土壌溶液と同様に著しく低かった。S2湧水は、S1湧水に比べて HCO_3^- 濃度が著しく高く、これにともなって Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 濃度も高かった。

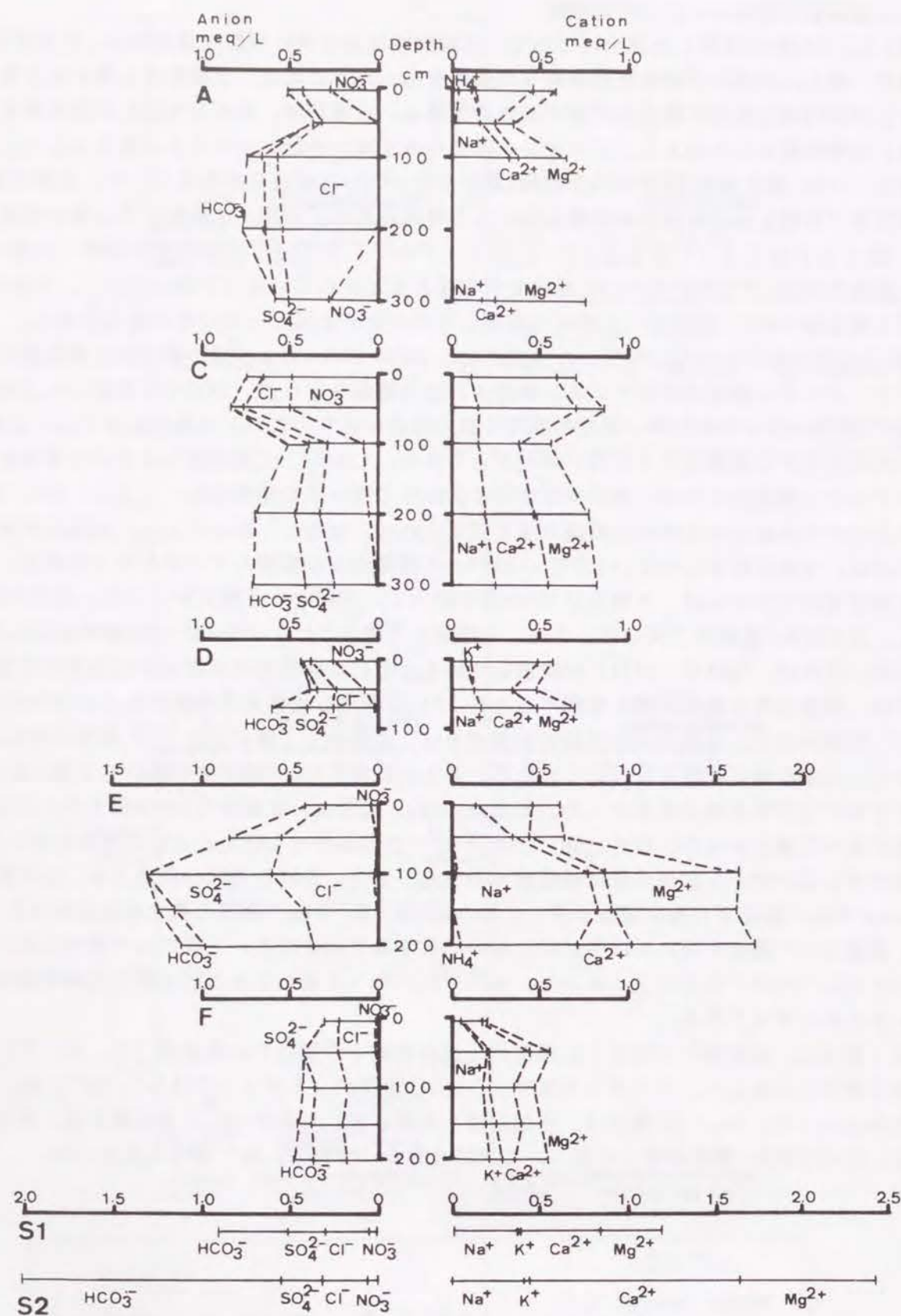


図5-5 土壌溶液と湧水の平均イオン濃度 (1993年)

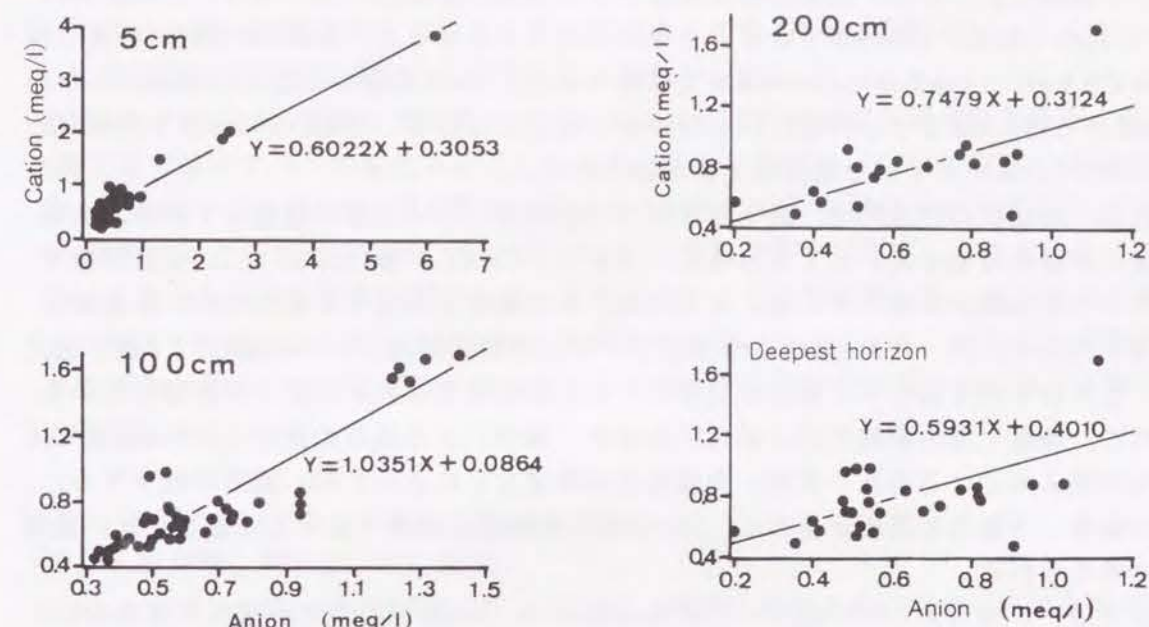


図5-6 土壌溶液のアニオン濃度合計とカチオン濃度合計との関係

4. 各地点における NO_3^- の動態と水分特性との関係

本研究を行うに当たって、土壌溶液や湧水の水質とともに、各地点および斜面系列としての土壌の水分状態や水移動特性についても並行して調査を行った。その詳細は小林ら (1994) が報告している。これによれば、各地点で以下のような特徴を認めている。尾根部のA地点や山頂部のE地点は乾燥状態にあることが多く、特に150cm深付近の乾燥が著しい。中腹部の緩傾斜で凹地形のB、C地点は、100cm以深が湿潤で水分張力の変動が小さい。谷底部のD地点は、常に湿潤で豪雨時には地表面まで飽水することがある。急傾斜の側壁斜面上のF地点は、D地点からの比高は10m以上あるが湿潤な状態にあることが多い。また、水移動の面からは、B、C地点では、降雨は厚い土層の深部へ速やかに浸透し、その後斜面下方に排水される。側壁斜面では、比較的浅い土層中を側方流となって斜面下方へ排水される。

以下に、このような特徴をもつ各地点における水移動特性と NO_3^- の動態との関係について検討する。

A地点やE地点は、尾根または山頂部に位置し、排水地形であるため下層部まで強く乾燥する。また、地形や土壌型からみて、硝酸化は不活発と考えられる (吉田ら1980)。その上、植物根による吸収もあり、通常、土壌溶液の NO_3^- 濃度は低い。

C地点では、図5-4-Cで示したように、表層から下層へと NO_3^- 濃度のピークの出現時期が遅れ、しかも濃度が徐々に低下した。高濃度のピークが明瞭な50cm深はB₂層、100cm深はB₃層に相当し、これらの層位で多量の NO_3^- -Nが生成される可能性は小さい。これらのことか

ら、C地点における深さの違いによる NO_3^- 濃度のピーク時期の遅れは、1992年夏～秋にかけて5cm深で認められた高濃度の NO_3^- が、徐々に下層へ移動した結果と推定される。図5-4-Cから、C地点における NO_3^- の明瞭な高濃度のピークは、5cm深が1992年9月、50cm深が1993年6月に認められた。100cm深でのピークを1993年11月とすると、5cm深から50cm深まで移動するのに9ヶ月、50cm深から100cm深まで移動するのに5ヶ月を要したことになる。すなわち、5cm深から100cm深までの移動に14ヶ月かかったことになる。なお、200cm深や300cm深でも1993年9月以降にわずかな濃度の上昇がみられた。

C地点は、緩傾斜の凹地形で、最下層部まで比較的柔らかい土層が連続している。また、表層土壌の硝酸化成能が高いこととともに、小林ら(1994)の報告のように、鉛直的な下層部へ向かう水移動が卓越している。そのため、水移動にともなう下層への NO_3^- 移動量も多いと考えられる。50～100cm深での高濃度ピークの移動速度は、5～50cm深の1.8倍と推定された。これは年間を通じて下層ほど湿潤で、水の移動速度が大きいことが影響しているとみられる。表層土壌の硝酸化成は盛んであるが、植物による吸収の他に、100cm以深では周辺からの流入水による希釈や拡散、湿潤なため脱窒などによって NO_3^- 濃度が低下する。これらの結果、下層ほど濃度が低下し、300cm深の基盤面に到達する水では著しく低い濃度になると考えられる。

D地点では、C地点より NO_3^- 濃度の最高値は低い、5cm深の高濃度が現れた直後の1992年10月に44cm深、11月以降に72cm深で濃度の高まりが認められた。また、1993年8月以降に5cm深でやや高い濃度がみられ、それに連動して44cm深でも濃度が上昇した。D地点の44cm深はA₃層、72cm深は基岩の風化層に相当するため、これらの層位での NO_3^- 濃度の高まりは、表層からの移動または斜面上部からの流入の結果と考えられる。しかしながら、5cm深と44cm深の高濃度のピークの出現時期は、ほぼ同時または1ヶ月程度の遅れであり、C地点より著しく速い傾向がみられた。

D地点においても、表層土壌で生成された NO_3^- は、鉛直的な下方への水移動にともなう移動することが明かである。しかし、谷底部に位置するため、上流部や側壁斜面からの流入水が集まり、しかも土層が薄いため、常に湿潤な水分状態にある。したがって、D地点は、C地点より水の移動速度が速いことや希釈効果の大きいこと、脱窒による消失量の多いことなどが推定される。さらに、弱湿性型の林床植物は、乾性型の林床植物に比べて多くの NO_3^- を吸収し、N含有率も高い傾向を示すことが知られている(加藤1978)。これらの結果、表層から下層にかけてのピーク濃度の出現時期の遅れが小さく、濃度レベルもC地点より低い傾向がみられたと考えられる。

急傾斜の側壁斜面に位置するF地点では、C地点やD地点でみられた NO_3^- の下層への明瞭な移動は認められず、100cm以深は痕跡程度の濃度に終始した。これは、B₀型土壌であるが、表層での硝酸化成が不活発であることや、小林ら(1994)の報告のように、常に湿潤で比較的浅い層を側方流として移動する水が多く、鉛直的な下層部への NO_3^- の移動量が少ないためと考えられる。

以上のように、土壌溶液に溶存する NO_3^- の動態は、各地点で異なる傾向が認められた。土壌中でのイオンの移動に関して、カチオンは一般に土壌の吸着能が高いため、化学的過程が支配的であるが、アニオンは水にともなう移動過程が支配的となるため、物理的要因が重要になる(井上ら1980)。本試験流域においても、基本的には斜面上の位置や地形、

土層構造や孔隙組成などの物理的特性の違いが、各地点の土壌の水分環境を規制し、このことが水に溶存する NO_3^- の動態を左右している。しかしながら、各地点または深さによる NO_3^- 濃度レベルの違いには、土壌の硝酸化成能や植物による吸収量、脱窒による消失量などの違いも強い影響を与えていると考えられる(加藤1978、図子1992)。

土壌溶液に溶存する成分の移動や流出に関して、Tokuchi *et al.*, (1993)は、スギ人工林のA層では NO_3^- の明瞭な高濃度のピークが秋から初冬にかけて認められるが、50cm以深のB層では変動パターンが変化するとしている。また、徳地ら(1991)は Cl^- が50ないし70cm深まで移動するのに約5ヶ月を要し、図子ら(1992)は降水量の多い時期に Cl^- が2ヶ月で50cm移動したことを報告している。 NO_3^- と Cl^- の移動速度をほぼ同じとみなして、これらの例と今回得られた結果を比較すると、C地点の NO_3^- の移動速度は先の報告例より遅く、逆にD地点では速い。こうした違いは、降雨条件の違いだけでなく、斜面上の位置や地形、土層構造や土壌の物理的特性の違いなどにに基づく水移動特性の違いが、強く反映していると考えられる。

5. 土壌溶液と湧水のイオン組成

NO_3^- 、 Cl^- 、 HCO_3^- などの1価のアニオンは、土壌に吸着されにくく、水とともに移動しやすい成分である。このうち、 NO_3^- は表層土壌での硝酸化成や降雨によって負荷されるが、植物の吸収や脱窒によって消費され、土壌下層部ほど濃度が低下する。また、 Cl^- は海塩を主な起源とし、生物的作用を受けにくいといわれている(鶴見ら1989)。一方、大気中の CO_2 や生物の呼吸、有機物の分解過程などで発生する CO_2 は、土壌中で水と反応して HCO_3^- を生成する。また、 HCO_3^- は岩石の風化過程でも生成されるため、土壌水から渓流水に移行する過程で濃度を高めることや、流出にいたる滞留時間の違いが HCO_3^- 濃度に影響を与える可能性のあることが指摘されている(生原1991、佐藤ら1990)。

カチオン類は、一部は降水にともなう流入するが、植物体、堆積有機物、土壌、岩石などからの溶出が多い(生原1991、岩坪1990、徳地ら1991)。土壌溶液中では、硝酸化成の過程で生成される H^+ によって Ca^{2+} が溶出し、 NO_3^- 濃度と Ca^{2+} 濃度とは強い対応関係を示すことが知られている(有光1982、生原1991、大類ら1993)。図5-7に示したように、本研究においても5cm深および50cm深では、 NO_3^- 濃度と Ca^{2+} 濃度との間に強い正の相関が認められた。しかし、各地点の100cm以深(D地点は72cm深)では、 NO_3^- 濃度が著しく低下する反面、 Ca^{2+} や Mg^{2+} 濃度が上昇する場合があるため、 NO_3^- 濃度と Ca^{2+} や Mg^{2+} 濃度との間に明瞭な対応関係は認められなかった。このことは、土壌の下層部において、 Ca^{2+} や Mg^{2+} 濃度の変動に強く関与しているのは、 NO_3^- 以外のアニオンであることを示唆している。

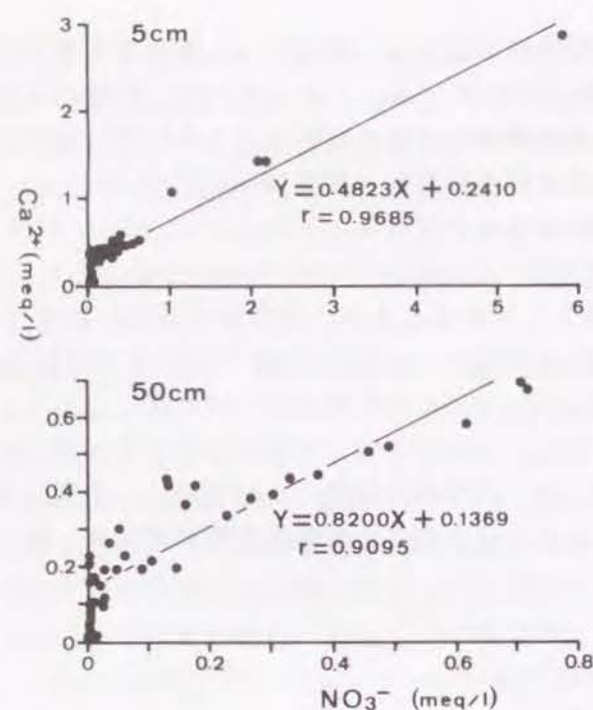


図5-7 5cm深および50cm深の土壤溶液の NO_3^- 濃度と Ca^{2+} 濃度との関係

先に述べたように、 Mg^{2+} 濃度は、いずれの地点でも5cm深では Ca^{2+} 濃度より低い、土壤の下層部ほど濃度が高まり、最下層部では Ca^{2+} 濃度と同程度もしくは高い濃度になる傾向がみられた。蛇紋岩などの特殊な母材の地域を除く一般的な褐色森林土の表層土壌では、交換性の Ca^{2+} は Mg^{2+} より含有率の高いことが知られている（河田1982）。さらに、同じ2価のカチオンである Ca^{2+} と Mg^{2+} は、イオン交換の選択性に明らかな差はみられないとされている（三枝1989、和田1981）。そのため、表層部の土壤溶液では、交換量の多い Ca^{2+} が Mg^{2+} より高い濃度を示したと推定される。下層部での Mg^{2+} 濃度の高まりは、風化にともなう溶出と考えられる。

一方、山頂部のE地点では、100cm深での Mg^{2+} 濃度の高まりが特に顕著であった。土壤のイオン交換や吸着反応は、粘土鉱物の種類やその量比、イオン濃度やpH、温度などによって異なる（和田1981）。先に述べたように、吸引法で採取した土壤溶液のpHについては問題があるが（下垣ら1989）、山頂部のE地点では50cm深でもpHが3台後半から4台前半を示す場合が多く、他の地点に比べてかなり低い傾向がみられる。さらに、土壤下層部は、中腹部や谷底部とは水分環境が異なり、強い乾燥状態にあることが多い。これらのことが影響して風化特性やイオン交換反応などが他の地点と異なり、E地点の下層部で Na^+ や Mg^{2+} 濃度が高まった可能性がある。

Na^+ 濃度は、各地点の全深度を通じて Cl^- 濃度および SO_4^{2-} 濃度と、相関係数 $r=0.707$ 、 $r=0.970$ と強い対応関係を示した。 Cl^- の大部分および SO_4^{2-} の一部は海塩起源と考えられる。また、本試験流域は海岸からの直線距離が約7kmと近いことから、 Na^+ については海塩を起源として流入する部分に下層部での風化による溶出が加わり、表層より下層で濃度が高まったと考えられる。

土壤下層部や基岩層では、 NO_3^- 濃度が著しく低下するため、ミネラル類の溶出への関与

は小さいと考えられる。土壤下層部や基岩層で化学的風化に強く関与して濃度の上昇するアニオンは主に HCO_3^- である。そのため、渓流水中のアニオンに占める HCO_3^- の割合が高いことは、炭酸風化の大きさを示す指標になる（生原1994）。本試験流域においても、 HCO_3^- 濃度は土壤の表層部より下層部で高まり、湧水ではさらに高濃度になる傾向が認められた。しかしながら、地点別、深さ別に土壤溶液の HCO_3^- 濃度と各カチオン濃度およびカチオン濃度合計との対応関係を検討した結果では、それぞれの間に特に強い相関は認められなかった。このことは、図5-6に示したように、アニオン類が全体として、カチオン類と電気的バランスを保っているためである。

6. イオン組成からみた湧水の流出経路の推定

NO_3^- や Cl^- の動態は、土壤の水移動と密接な関係を示すが、 NO_3^- は植物の吸収や脱窒などの生物的影響を受けやすく、 Cl^- はこれらの影響を受けにくい。そのため、地下水の場合は、特定の NO_3^- 負荷源から遠ざかるほど $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ 比が小さくなる（環境庁水質保全局水質管理課1992）。一方、 HCO_3^- は粘土鉱物や基岩の風化と密接な関係がある。これらのことから、 NO_3^- 、 Cl^- 、 HCO_3^- の濃度や比率、並びにこれらと強い対応関係をもつカチオン類の動態を解析することによって、土壤中や基岩層における水の移動経路や滞留時間、風化にともなうイオン交換などについての推定が可能と考えられる。

図5-8に土壤溶液と湧水の $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ 比と $\text{HCO}_3^-/\text{Cl}^-$ 比の平均値を示した。土壤溶液の $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ 比は、表層から下層にかけて低下した。各地点の5cm深の平均値が1.48に対し、最下層の平均値は0.08であった。これは、 NO_3^- 濃度は下層部ほど低下するのに対し、 Cl^- は表層から下層にかけて濃度が変わらない（C、D、E地点）、または下層で濃度が高まる（A、F地点）などの傾向を示すためである。一方、S1湧水の $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ 比は0.25～0.75、平均0.38で、各地点の最下層より高い値を示した。このことは、S1湧水には土壤の比較的浅い層を移動し、最下層より $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ 比の高い水が含まれていることを示唆している。

一方、 HCO_3^- は5～50cm深では検出されない場合が多く、100cm以深で濃度が上昇したため、土壤溶液の $\text{HCO}_3^-/\text{Cl}^-$ 比は表層より下層で高まる傾向を示した。また、S1湧水の HCO_3^- 濃度は、各地点の最下層の土壤溶液より1.5～2.5倍高い傾向を示している。このことから、湧水には土壤深部や風化岩層、さらに基岩層に浸透し、より強くまたは長時間にわたって岩石の風化に関与して、 HCO_3^- 濃度の上昇した水が含まれていると推定される。

以上のことから、S1湧水は、土壤の深部から基岩層を経由した水と土壤の比較的浅い層を流動する水とが混じり合って流出していることが考えられる。

次に、S1湧水とS2湧水のイオン濃度を比較すると、S2湧水はS1湧水より HCO_3^- 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 濃度が著しく高かった。S2湧水は、かん養源である斜面が排水地形で、土壤深部への水の浸透量が少なく、わずかに浸透した水が、土層深部や基岩の亀裂などを長時間かけて移動し、湧水として流出しているとみられる。この間に粘土鉱物や基岩の風化にともなって HCO_3^- 濃度が高まり、これとバランスをとるように Ca^{2+} や Mg^{2+} などが溶出したと考えられる。

以上のことから、同一林内にみられる湧水でも、流出位置やかん養源となる斜面地形などによって、水流出の量や経路、滞留時間が異なり、溶存成分濃度も異なると考えられる。

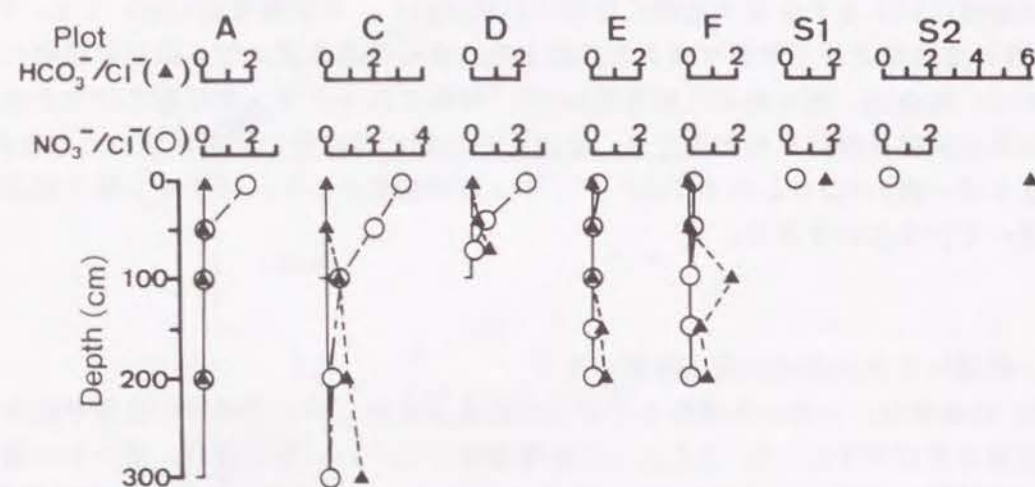


図5-8 土壌溶液と湧水の $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ 比と $\text{HCO}_3^-/\text{Cl}^-$ 比の平均値

第4節 要約

茨城県北部に位置するスギ・ヒノキ人工林の源頭部小流域を対象に、表層から最下層部までの土壌溶液と流出する湧水について、 NO_3^- を中心とする溶存物質の動態と土壌特性や水移動特性との関係を解析した。その結果、以下の点が明らかになった。

1. NO_3^- 濃度は、土壌表層部では山頂部や尾根部、急傾斜の側壁斜面より谷筋の凹地形の部分で高かったが、各地点ともに土壌最下層部では痕跡程度の濃度に低下した。
2. 緩傾斜の凹地形で軟らかい土層が厚く堆積している部分では、1992年9月に5cm深で認められた約6meq/Lの NO_3^- のピークが、徐々に濃度を低下させながら9ヶ月後に50cm深、14ヶ月後に100cm深に到達した。
3. 土壌溶液の NO_3^- の動態と土層構造や水移動特性との関係を解析した結果、以下のことが推定された。中腹の緩傾斜で軟らかい土層が厚い地点では、表層から下層への鉛直的な水移動が卓越するとともに、硝酸化成が盛んであるため、 NO_3^- は水移動にともなって下層へ移動する。下層への移動の間に植物の吸収などの影響を受けて濃度が徐々に低下し、基盤面に到達する NO_3^- 濃度は著しく低下する。強い凹地形で土層の薄い谷底部では、鉛直的な水移動の他に斜面上方からの水の流入が多い。そのため、常に湿潤で水移動速度が大きく、 NO_3^- の移動も速い。しかし、植物の吸収や脱窒などの影響も大きいため、 NO_3^- のピーク濃度は低い。急傾斜の側壁斜面では、側方流としての水移動が卓越し、 NO_3^- の鉛直的な下層への移動量が少ない。山頂部や尾根部は、排水地形で下層への水の浸透が少なく、硝

酸化成も不活発で、下層への NO_3^- 移動量が少ない。これらのことから、 NO_3^- の動態には、土壌や斜面としての水移動特性が密接に関連すると考えられた。

4. 50cm深程度までの土壌表層部では、 NO_3^- が Ca^{2+} や Mg^{2+} の動態に強く関与する傾向が認められ、下層部では NO_3^- 濃度は著しく低下するが、 HCO_3^- 、 Mg^{2+} 、 Na^+ などの濃度が上昇する傾向が認められた。

5. 湧水の NO_3^- は0.06~0.10meq/Lで、最下層部の土壌溶液より高い濃度であった。 NO_3^- や HCO_3^- 濃度、 $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ 比の変動傾向から、湧水は土壌深部や基岩層を経由した水と土壌の比較的浅い層を流動する水が混合して流出していることが示唆された。また、湧水は流出地点によって溶存物質濃度や濃度比が異なり、流出にいたる経路や滞留時間に違いのあることが推定された。

第6章 総括的考察

本論文では、森林土壌中および移動・保持特性の異なる土壌溶液に溶存する無機態Nの動態について、斜面位置や土壌特性との基本的な関係および皆伐や間伐などの施業による影響を明らかにした。また、土壌溶液の NO_3^- を中心とする各種イオンの動態と斜面における水移動特性との関係、並びに流出水水質との関係の解析を通じて、森林生態系における水質形成のメカニズムを明らかにした。

ここでは、これまで述べてきた主要な結果について総括的に考察する。

1. 斜面位置とN動態との関係

ヒノキ人工林と落葉広葉樹天然林を対象に、N動態と斜面位置や土壌特性との関係について解析を行ない、以下の主要な結果を得た。

1) 人工林と天然林、または地域の違いに係わらず、表層土壌の NO_3^- -N含有率は斜面下部の適潤性土壌で高く、 NH_4^+ -N含有率は斜面上部の乾性土壌で高い傾向が認められた。中腹急斜面では、適潤性土壌でも NO_3^- -N含有率の低い傾向がみられた。これに対して、中腹でも緩傾斜の凹地形で軟らかい土層の厚い部分では、土壌の NO_3^- -N含有率が高く、土壌溶液の NO_3^- -N濃度も高かった。土壌の無機態N含有率や土壌溶液の無機態N濃度は、数日から7日間程度の短期的な変動や季節的な変動とともに、年変動も大きかった。

2) 土壌の培養によってN無機化特性を比較した結果、 NO_3^- -N生成量は斜面上部より斜面下部で顕著に多かった。温度や水分状態を変えて培養した結果、水分は圃場容水量程度、温度は25~30℃程度で NO_3^- -N生成量が多かった。培養した土壌を H_2O 抽出した結果から、生成した NO_3^- -Nの多くの部分は、植物に吸収されなければ降雨の浸透にともなって移動・流亡する可能性のあることが示唆された。

3) 土壌溶液についても、人工林と天然林、また重力水と毛管移動水に係わらず、 NO_3^- -N濃度は斜面下部や凹地形部分の適潤性土壌で高く、斜面上部や凸地形部分の乾性土壌で低かった。逆に、Org.-Nと NH_4^+ -N濃度は、斜面上部で高い傾向が認められた。閉鎖林分では、堆積有機物層を流動する表面流去水は、土壌溶液よりOrg.-N濃度の割合が高かった。

これらのことは、季節的または地域的に含有率や濃度レベルに違いはあっても、森林土壌中または土壌溶液の無機態N動態を規制する大きな要因が、斜面上の位置や微地形に基づく土壌の水分環境の違いにあることを示唆している。特に、 NO_3^- -Nの動態は、斜面位置や微地形の違いによる土壌の水分環境をよく反映する傾向が認められた。すなわち、斜面上部や凸地形の部分は、排水地形で表層のみならず土壌の下層部まで乾燥しやすい。そのため、有機物分解が悪く、未分解の有機物を厚く堆積しやすい。厚い堆積有機物層で生成される有機酸によって土壌の酸性度が高く、硝酸化成が起きにくい状況を作り出している。

一方、斜面下部や凹地形部分は、水分環境が良好で、有機物の分解速度が速い。そのため、土壌のpHやC/N比も硝酸化成の進行に適した条件となっている。中腹急斜面では、土壌は適潤性でも NO_3^- -N含有率が低く、土壌溶液の NO_3^- -N濃度も低い場合が認められた。中腹急斜面では、斜面下部より土壌のpHが低く、C/N比が高いなど、 NO_3^- -N生成を抑制する要因が認められた。さらに、急傾斜でリターや土壌の移動・流亡量が多く（宮川ら1980、宮川ら1981）、地表面が安定しにくいことも影響している。

土壌の硝酸化成が旺盛で NO_3^- -N含有率が高い地点では、土壌溶液の NO_3^- -Nも高い傾向を示した。 NH_4^+ -Nについても斜面位置や微地形は逆であるが、同様の傾向が認められた。また、土壌の無機態N含有率は、水移動にともなう流亡や植物の吸収などによる影響を受けてはいても、それぞれの土壌の無機化特性を反映した変動傾向を示した。

本論文では、 NH_4^+ -Nや NO_3^- -Nとともに、Nの移動・循環におけるOrg.-Nの重要性について指摘した。特に、堆積有機物層や斜面上部の表層土壌では、硝酸化成が進行しにくいため、表面流去水や土壌溶液に溶存するOrg.-Nの割合が、斜面下部に比べて高い割合を占めている。第2章表2-10で示したように、矢板試験地の斜面上部では、4~11月の8ヶ月間に表面流去水のOrg.-N溶存量が6.6kg/haを示し、この値は表面流去水の全N溶存量の74%に達する高い値である。また、第3章表3-9~表3-11および表3-12~表3-13で示したように、多量の枝条が一時に供給された皆伐跡地では、表面流去水やA層重力水のOrg.-N溶存量が増加する傾向を示した。これらの結果から、堆積有機物層や土壌の硝酸化成が進行しにくい地点、または皆伐によって多量の有機物が負荷された場合には、Nの移動・循環にOrg.-Nが無視できない大きな役割を果たしていることが明かである。

2. 移動・保持特性の異なる土壌溶液のN動態

土壌中での移動・保持特性の違いから、土壌水分を重力水、毛管移動水、毛管停滞水に区分し、現地試験と室内実験をもとに溶存するN動態を濃度と溶存量の面から解析した。

1) 重力水や毛管移動水の無機態N濃度は、斜面位置や微地形によって特徴ある変動傾向を示し、土壌の無機態N含有率やN無機化特性をよく反映していると考えられた。すなわち、土壌の硝酸化成が旺盛で NO_3^- -N含有率の高い斜面下部や凹地形部分では、土壌溶液の NO_3^- -N濃度が高く、硝酸化成能の低い斜面上部や凸地形部分では、Org.-Nや NH_4^+ -N濃度の高い傾向が認められた。

2) 重力水や毛管移動水の無機態NおよびOrg.-Nの溶存量を試算した。その結果、斜面上部では、Org.-Nと NH_4^+ -N濃度は高いが、土壌溶液量が少ないため、溶存量としては斜面下部より少ない場合がみられた。ヒノキ人工林試験地では、1977年4~11月のA層重力水の NH_4^+ -N溶存量は、斜面上部で0.05kg/ha、中腹で0.16kg/ha、下部で0.16kg/haであった。同様に、Org.-N溶存量は斜面上部で0.27kg/ha、中腹で1.09kg/ha、下部で0.97kg/haであった。これに対して NO_3^- -N溶存量は、斜面上部で0.61kg/ha、中腹で0.17kg/ha、下部で22.85kg/haとなり、斜面下部は NO_3^- -N濃度が顕著に高く、土壌溶液量も多いため、 NO_3^- -N溶存量が他に比べて著しく多い傾向が認められた。

3) 同時期に採取した毛管移動水と毛管停滞水、並びに室内実験によって異なるpF値で加圧脱水した土壤溶液の分析結果から、より小さい孔隙に保持され、移動速度の遅い土壤溶液ほど NO_3^- -N濃度は高い傾向がみられた。

4) ヒノキ人工林の皆伐後、斜面下部や凹地形部分ではA層重力水の NO_3^- -N濃度が低下し、斜面上部や中腹、凸地形部分では上昇した。矢板試験地のA層重力水の全N溶存量は、皆伐前の計測期間に合わせて8~11月に限定して比較すると、皆伐前の1978年、皆伐1年目の1979年、2年目の1980年の順に、斜面上部が2.36、9.82、19.85kg/ha、中腹が8.56、20.28、3.62kg/ha、斜面下部が4.94、1.95、2.02kg/haであった。これらのことから、皆伐後のA層重力水のN溶存量は、斜面上部で急激な増加、中腹で1年目の急激な増加と2年目の低下、斜面下部で1年目からの低下が認められた。

5) 凸地形部分では、皆伐1年目にA層毛管移動水の NO_3^- -N濃度が40mg/L、A層毛管停滞水の NO_3^- -N濃度が180mg/Lに達する高い値を示したが、いずれも皆伐2年目には数mg/L以下に低下した。凹地形部分では、皆伐1年目から低下傾向を示し、2年目の秋には痕跡程度の濃度に低下した。

6) 25%の間伐を2回行ったヒノキ人工林では、枝条を放置しなかった部分のA層重力水、A層毛管移動水、A層毛管停滞水の NH_4^+ -N、 NO_3^- -NおよびOrg.-N濃度は、間伐による明瞭な変化が認められなかった。これに対して、枝条を放置した部分では、毛管移動水と毛管停滞水の NO_3^- -N濃度が上昇した。しかし、枝条を放置した部分は水分量が減少したため、溶存量としては枝条を放置しなかった部分と大きな違いはみられなかった。

土壤溶液の NO_3^- -N濃度は、より強く土壤に保持され、移動速度の遅い土壤溶液ほど高濃度を示す傾向が認められた。当初流出する溶質は交換吸着反応をとみなわない粗大孔隙を通過し、その後に粗孔隙を通過した溶質が続き、最後に微細な孔隙に滞留した溶質、あるいは吸・脱着反応を経た溶質が流出する。

重力水は降雨中または降雨直後に粗大な非毛管孔隙を速やかに流動する水分である(有光1982)。そのため、重力水として移動する水分は、降雨による希釈の影響を受けるとともに、より小さい孔隙に含まれる水分や溶存物質を取り込まないうちに移動している可能性がある。降雨が終了し、毛管移動水としての移動が主になる段階では移動速度が遅くなる。常陸太田試験地のA地点で採取した不攪乱土壌を用いて不飽和透水係数を計測した結果から、土壤水分の移動速度はpF1.0の水湿状態で約10cm/day、pF2.0の水湿状態で約0.1cm/day程度であった(加藤ら1996)。したがって、毛管移動水の段階では速度が非常に遅いため、土壤との接触時間が長く、土壤から可溶性物質が溶出するとともに、より小さな孔隙に含まれる溶存物質も取り込んで濃度が高まる。さらに、毛管停滞水では、乾燥による濃縮効果も加わり、より高濃度になる。

土壤溶液の溶存物質の動態を解析するために、濃度とともに溶存量としての解析を行った。A層重力水の NO_3^- -N溶存量は、閉鎖林分では4月~11月までの8ヶ月間に斜面上部と中腹

で1kg/ha以下であるのに対し、斜面下部では約23kg/haに達する値を示した(表2-10)。皆伐後は、1年目(6月~11月)に斜面上部で6kg/ha、中腹で27kg/ha、下部で6kg/haであった(表3-10)。皆伐2年目(4月~11月)には、斜面上部で23kg/ha、中腹で8kg/ha、下部で1kg/ha程度となり(表3-11)、斜面位置によって変化の様相は異なった。一方、 NH_4^+ -N溶存量は、皆伐1年目に斜面上部で5kg/ha程度に上昇した他は、多くの場合2kg/ha以下であった(表3-10、表3-11)。

A層毛管移動水のN溶存量は、閉鎖林分では土壤厚10cm当たり NO_3^- -Nは0.6kg/ha以下、 NH_4^+ -Nは0.01kg/ha以下、Org.-Nは0.02kg/ha以下の場合が多かった(表3-14)。また、間伐前後のヒノキ人工林では、 NO_3^- -Nは0.02kg/ha以下、 NH_4^+ -NとOrg.-Nは0.01kg/ha以下と非常に低い値を示した。

これに対し、pF2.7~pF4.12相当のA層毛管停滞水では、閉鎖林分では土壤厚10cm当たり NO_3^- -Nが0.5~1.4kg/ha、 NH_4^+ -Nが0~0.03kg/ha、Org.-Nが0~0.1kg/ha程度であった(表3-15)。重力水や毛管移動水のN溶存量が少なかった間伐試験地では、pF2.7~pF4.12相当の毛管停滞水のN溶存量も他に比べて少ない値であった(表4-14)。

重力水は、毛管移動水や毛管停滞水より低濃度の場合が多いが、N溶存量は比較的多かった。このことは、降雨中または降雨直後に、土壤中を速やかに移動する重力水に溶存するN量がかなり多いことを示している。これに対して、毛管移動水や毛管停滞水のN溶存量は、1~2オーダー低い値を示しており、植物の吸収による影響を強く受けているとみられる。しかし、皆伐地の毛管移動水や毛管停滞水では、濃度は著しく高くても溶存量は少ない場合が認められた。これは、強い乾燥によって濃縮効果が強く働いた結果である。

3. 施業とN動態との関係

森林生態系の物質や水分の動態に対する人為インパクトとして、伐採は最も強い影響を与える。本論文では、皆伐と間伐に焦点を当て、土壤および土壤溶液のN動態に対する影響を解析した。

皆伐については、斜面位置や微地形の違いに基づく無機態Nの動態の変化を解析した。

1) 皆伐によって、閉鎖した林内より表層土壤の乾燥度合いが強くなるとともに、平均地温が数℃上昇する傾向が認められた。この傾向は、凸地形部分で特に顕著であった。

2) 皆伐時に多量の枝条が残されたため、堆積有機物のN現存量は、皆伐1年目には皆伐前の数倍~10倍に増加した。しかし、皆伐2年目には、急激な分解によって少ない部分でもNとして数10kg/ha、多い部分では200kg/haに相当する堆積有機物が減少した。矢板試験地では、林分全体としての堆積有機物のN現存量は、皆伐前に81.57kg/haであったが、皆伐1年目には184.71kg/haに増加し、2年目には138.24kg/haに減少した。

3) 矢板試験地では、林床植生の地上部N現存量は、皆伐2年目には斜面上部と下部で80~90kg/haと1年目の2.5~3倍に増加した。皆伐前、林床植生の少なかった中腹急斜面では、皆伐後も林床植生のN現存量が斜面上部や下部より少なかった。一方、植栽木の成長は、斜

面下部や凹地形部分が斜面上部や凸地形部分より良好であった。そのため、植栽木を含む植物のN吸収・固定量は、斜面下部や凹地形部分が斜面上部や凸地形部分より多い。また、林分全体としての林床植生地上部N現存量は、皆伐前に9.05kg/haであったが、皆伐1年目には20.79kg/ha、2年目には65.49kg/haに増加した。

4) 皆伐後、斜面下部や凹地形の部分では、表層土壌の NO_3^- -N含有率が低下した。一方、斜面上部や凸地形の部分では、皆伐1年目に表層土壌の NH_4^+ -Nまたは NO_3^- -N含有率が急激に上昇し、2年目には低下傾向を示した。

5) 土壌溶液の場合は、皆伐後に斜面下部や凹地形部分で重力水、毛管移動水、毛管停滯水の NO_3^- -N濃度が低下した。これに対して、斜面上部や凸地形の部分では、皆伐1年目に土壌と同様に NO_3^- -N濃度が上昇した。この傾向は、天岳良試験地の凸地形部分における毛管移動水と毛管停滯水で特に顕著であった。

6) A層重力水のN溶存量は、矢板試験地の場合、皆伐後に斜面上部で急激な増加、中腹で1年目の急激な増加と2年目の低下、斜面下部で顕著な低下傾向を示した。天岳良試験地のA層毛管移動水の NO_3^- -Nは、濃度の高い凸地形部分は水量が少ないため、溶存量としては凹地形部分より少ない場合が多かった。毛管停滯水の NO_3^- -N溶存量は、凹地形部分では皆伐直後から少なく、皆伐2年目にはほぼ痕跡程度の値に低下した。一方、凸地形部分では、皆伐1年目には濃度と同様に溶存量が多かったが、2年目には急激に低下した。

7) 矢板試験地における林分全体としてのA層重力水の NO_3^- -N溶存量は、皆伐前の1978年8～11月が4.15kg/ha、皆伐1年目の1979年8～11月が8.72kg/ha、皆伐2年目の1980年8～11月が7.83kg/haであった。また、A層重力水の NO_3^- -N溶存量をもとに、林分全体からの NO_3^- -N流出濃度を推定した結果、皆伐前が1.84mg/Lであるのに対し、皆伐1年目も変わらず1.84mg/L、2年目には1.58mg/Lに低下した。

8) 斜面位置や微地形による違いはあっても、通常の皆伐によるN動態の攪乱は、1年ないし2年の比較的短期間で安定化する方向に向かい、林分全体としての NO_3^- -N流出濃度も皆伐後に上昇することはなく、むしろ低下することが判明した。

第2章で示したように、閉鎖林分では、斜面上部の乾性土壌で NO_3^- -N含有率が低く、土壌溶液の NO_3^- -N濃度や溶存量も小さい値を示した。逆に、斜面下部の適潤性土壌では NO_3^- -N含有率が高く、同時に土壌溶液の NO_3^- -N濃度や溶存量も大きな値を示した。このことは、土壌の培養結果から、それぞれの土壌の NO_3^- -N生成量の違いを反映していると考えられる。しかし、皆伐地では、斜面上部や凸地形部分の $\text{B}_0(\text{a})$ 型土壌で NO_3^- -N含有率や土壌溶液の NO_3^- -N濃度が上昇し、逆に斜面下部の B_0 型土壌で低下する傾向が認められた。皆伐前後で土壌の無機態N含有率や土壌溶液の無機態N濃度を变化させる主要な要因としては、降雨などによるインプット量や無機化量の変化、植物による吸収量の変化、土壌の水湿状態の変化などが考えられる。土壌の無機態N含有率や土壌溶液の無機態N濃度およびN溶存量は、これ

らの要因が複雑に作用した収支バランスの結果である。これまでの報告から、皆伐直後に土壌の無機態N含有率は上昇するが、数年後には易分解性有機物の減少によって無機化速度が低下する傾向がみられる(堤1987、佐々木1980)。土壌溶液についても、皆伐後2～3年の間は NO_3^- -N濃度が上昇するが、その後低下するとした報告が多い(有光ら1973b、Solins and McCorison, 1981、Frazer *et al.*, 1990、Takahashi, 1995)。さらに、皆伐直後の土壌の物質動態には、皆伐前の堆積有機物や(小林1982、山谷1995)、皆伐時に大量に供給された枝条の分解が強く関与する。

本論文で対象とした試験地では、前述のように斜面位置や微地形の違いによって、皆伐後の表層土壌の無機態N含有率や土壌溶液の無機態N濃度および溶存量は異なる傾向を示した。このことは、斜面位置や微地形の違いによって、土壌の無機態N動態に関与する各種要因の強度や収支のバランスが異なっていることを意味している。

土壌の無機態N含有量や土壌溶液の無機態N溶存量を増加させる要因としては、有機物の分解・無機化が強い影響を与える。このうち、皆伐前から存在した A_0 層に関しては、斜面上部や凸地形部分では、有機物分解が悪く、F層やH層としての未分解有機物の蓄積が多い。これらは、皆伐にともなう温度の上昇などによって、急激に分解が進行すると考えられる(小林1982)。一方、斜面下部や凹地形部分では、皆伐前から有機物分解が盛んで未分解の堆積有機物量が少ない。したがって、新たに供給された枝条がFまたはH層化し、分解過程に組み込まれるまでは、斜面上部や凸地形部分のような急激な分解による土壌への無機態Nの供給が起きにくいと推定される。

また、皆伐地では、特に凸地形部分で表層土壌が強く乾燥する傾向がみられ、濃縮効果で土壌溶液のN濃度が上昇する傾向がみられる。天岳良試験地のP2(皆伐凸地形)では、皆伐後に毛管移動水や毛管停滯水の NO_3^- -N濃度が顕著に上昇した。しかし、強く乾燥するため、採取水量が少なく、濃度の低いP1(皆伐凹地形)より溶存量が少ない場合もみられた。

皆伐地には多量の枝条が残されるため、これらが地表面に堆積して分解過程に組み込まれる段階では、その分解による無機態N供給量の変化を考慮する必要がある。本論文で対象とした試験地においても、皆伐時に数年分の落葉落枝量に相当する枝条が残され、皆伐1年目の堆積有機物量が皆伐前に比べて著しく増加した。しかし、皆伐2年目には、Nとして数10から200kg/haに相当する堆積有機物が減少し、その多くは分解によって減少したとみられる。

一方、土壌の無機態N含有率や土壌溶液の無機態N濃度および溶存量を減少させる要因としては、植物の吸収が強い影響を与える。このことは、培養した土壌の H_2O 抽出の結果(第2章)、およびLikens *et al.*, (1970)がアメリカ・ニューハンプシャー州で落葉広葉樹林の皆伐後に除草剤を2年間にわたって散布し、植生回復を抑制した場合、流出水の NO_3^- -N濃度が皆伐前より数10倍上昇し、この傾向が2年以上継続したことからも裏付けられ、植物に吸収されなければ生成した NO_3^- -Nの多くの部分が流出することを示している。矢板試験地の場合、林床植生の地上部N現存量は、皆伐2年目には急傾斜の斜面中腹で数10kg/ha、斜面上部や下部では80～90kg/haに達した。また、斜面下部では、植栽木の成長量が斜面上部や中腹より多いことから、Nの吸収・固定量も斜面上部より大きな値となる。同様の傾向は、天岳良試験地の凹地形部分と凸地形部分でも認められた。さらに、斜面下部や凹地形

部分には、多量の NO_3^- -Nを吸収する林床植生が多く分布する(第2章、図2-22~図2-24)。

これらのことから、斜面下部や凹地形部分では、 NO_3^- -N吸収量の多い林床植生が皆伐直後から急速に繁茂し、植栽木の成長量も大きい。そのため、皆伐時に多量に供給された枝条の分解によって NO_3^- -N生成量が増加しても、その多くは速やかに植物に吸収される。その結果、土壤の NO_3^- -N含有率や土壤溶液の NO_3^- -N濃度および溶存量は、皆伐直後から低いレベルに抑えられ、皆伐前よりむしろ低下する事実が認められた。斜面上部や凸地形部分では、皆伐前から未分解の堆積有機物量が多い上に、皆伐時に多量の枝条が供給される。皆伐後、これらが急激に分解し、 NH_4^+ -Nや NO_3^- -N生成量が増加する。皆伐後、木本類を中心に林床植生は急速に繁茂するが、植栽木の成長量は斜面下部や凹地形部分より少ない。その結果、土壤の NH_4^+ -Nや NO_3^- -N含有率、土壤溶液の NO_3^- -N濃度が一時的に上昇する。この段階では、毛管移動水や毛管停滞水の NO_3^- -N濃度は、強い乾燥による濃縮効果を受けて著しく高まる傾向がみられる(第3章図3-22、図3-23)。しかし、土壤の NO_3^- -N含有率や土壤溶液の NO_3^- -N濃度および溶存量は、一時的に上昇しても皆伐2年目の秋までには低下傾向を示した。

矢板試験地については、斜面位置ごとの面積割合を加味して林分全体としての A_0 層および林床植生地上部のN現存量、 A_0 層重力水の NO_3^- -N溶存量の加重平均値を求めてN動態の定量的評価を行うとともに、皆伐前後の NO_3^- -N流出濃度を推定した。その結果、林分全体として、 A_0 層のN現存量は皆伐1年目に103.14kg/ha増加したが、2年目には1年目より46.47kg/ha減少した。これに対し、皆伐2年目の林床植生地上部N現存量は、ほぼ A_0 層のN減少量に相当する44.70kg/haが増加した。これは、先に述べたように、皆伐後 A_0 層の急激な分解によって多量の無機態Nが生成しても、その大部分を植物が吸収していることを示している。また、降雨量から蒸発散量差し引いた流出水量と A_0 層重力水の NO_3^- -N溶存量をもとに、林分全体からの NO_3^- -N流出濃度を推定した。その結果、 NO_3^- -N流出濃度は、皆伐前の1978年8~11月が1.84mg/Lであるのに対して、皆伐1年目の1979年8~11月は皆伐前と変わらず1.84mg/L、皆伐2年目の1980年8~11月には1.58mg/Lと低下傾向を示した。 A_0 層重力水の NO_3^- -N濃度や溶存量は、斜面上部では皆伐後に上昇したが、斜面中腹では皆伐2年目に低下し、斜面下部では皆伐1年目から顕著に低下した。そのため、これらの低下部分が林分全体としての NO_3^- -N流出濃度の低下に大きく寄与している。

以上のように、斜面位置や微地形の違いによって、皆伐後の土壤や土壤溶液の無機態N動態は異なるが、通常の皆伐によるN動態の攪乱は、斜面下部や凹地形部分では皆伐1年目から、斜面上部や凸地形部分でも皆伐2年目には安定化の方向に向かい、林分全体としての NO_3^- -N流出濃度は、皆伐後に低下することが判明した。

間伐がN動態に与える影響については、約25%の間伐を前後2回行ったヒノキ人工林を対象に、土壤や土壤溶液のC、Nの動態やフローの変化をコンパートメントモデルをもとに解析した。また、間伐時に林内に放置された枝条が、C、Nの動態に与える影響について解析を行った。

1) 2回の間伐によって、Cは30.5t/ha、Nは0.14t/haが搬出され、枝条と根を合わせてCが19.1t/ha、Nが0.20t/ha林内に残された。放置枝条は、前後2回の間伐で林床の31%を被覆した。

2) 間伐時に枝条を放置した部分(枝条放置区)では、間伐から2年後に A_0 層の NO_3^- -N含有率が上昇した。これは、放置された枝条からのヒノキ鱗片葉の脱落と地表への堆積に約2年を要したためと考えられる。枝条を放置しなかった部分(非放置区)では、 A_0 層、 A_1 層土壤ともに無機態Nには大きな影響が認められなかった。

3) 非放置区では、 A_0 層重力水、毛管移動水、毛管停滞水ともに、間伐によるとみられる無機態N濃度および溶存量の大きな変化がみられなかった。これに対して、枝条放置区では毛管移動水と毛管停滞水の NO_3^- -N濃度が顕著に上昇した。

4) 非放置区では、 A_0 層重力水に溶存するOrg.-Nは0.1~0.6kg/ha・yr.、 NH_4^+ -Nは0.1~0.4kg/ha・yr.、 NO_3^- -Nは3.0~5.3kg/ha・yr.程度であった。毛管移動水の場合は、土壤厚10cm当たりOrg.-Nが0.009kg/ha以下、 NH_4^+ -Nが0.007kg/ha以下、 NO_3^- -Nが0.03kg/ha以下の低い値であった。pF2.7~4.12に相当する毛管停滞水の場合は、土壤厚10cm当たりOrg.-Nが0.07~0.35kg/ha、 NH_4^+ -Nが0.00~0.27kg/ha、 NO_3^- -Nが0.00~0.13kg/ha程度であった。これに対し、第1回間伐の枝条放置区における毛管停滞水の NO_3^- -N溶存量は0.10~1.16kg/ha、第2回間伐の枝条放置区では0.01~0.67kg/ha程度であった。

5) 25%の間伐を2回行っても、枝条を放置しなかった部分では土壤や土壤溶液の無機態Nの動態に顕著な変化がみられず、枝条を放置した部分でのみ土壤の NO_3^- -N含有率や土壤溶液の NO_3^- -N濃度、土壤呼吸による CO_2 濃度が上昇した。これらのことから、25%程度の間伐が林内環境に与える影響は小さく、土壤や土壤溶液のC・Nのフローを大きく攪乱するものではないことが判明した。

本論文で対象とした試験地では、間伐前後で林内微気象や土壤のpF値などは、皆伐前後の林地ほど大きな変化が認められなかった。そのため、枝条を放置しなかった部分では、土壤や土壤溶液のC・Nの動態に間伐の影響とみられる明瞭な変化は認められなかった。これに対して、枝条を放置した部分では、表層土壤の NO_3^- -N含有率や土壤溶液の NO_3^- -N濃度、土壤呼吸による CO_2 濃度が上昇した。このことは、枝条を放置した部分でのみ有機物分解が促進され、枝条を放置しなかった部分では有機物分解に大きな変化がみられなかったことを示している。

これらのことから、林冠の疎開より枝条の放置が、土壤や土壤溶液のC、Nの動態に強い影響を与えたと考えられる。放置された枝条から大部分のヒノキ鱗片葉が落下・堆積にはほぼ2年を要した。放置した枝条の下では、先に落下・堆積した部分から菌糸の混入や土壤動物などのアタックが認められ、非放置区よりF層化した部分が厚く堆積する傾向がみられた。また、F層化した部分の直下の A_1 層は、堅密度が非常に小さく膨軟であった(第4章、表4-2)。さらに、放置枝条が地表面を被覆している部分では、降雨遮断量は多くなるが、非放置区に比べて乾湿の変動や温度の変化は小さくなる傾向がみられた。枝条を放置した部分では、こうしたことが影響して枝条を放置しなかった部分より有機物の分解を促進する環境が形成されたと考えられる。

一方、枝条を放置しなかった部分では、25%程度の間伐を2回行ってもC、Nのフローを大きく攪乱するほどの林内環境の変化が起きなかった。本研究で対象としたヒノキ人工林は、31年生時の平均樹高が13.5mあり、良好な成長を示している。林内照度の変化を解析した鈴木ら（1989）の結果から、間伐によって一時的に林冠が疎開されても、残存するヒノキの成長が旺盛であるため、速やかに伸張した枝葉が疎開された空間を占有し、林床への陽光の到達量が間伐強度に見合うほど増加していない。その結果、間伐前後で表層土壌の地温に大きな変化がみられなかった。表層土壌のpH値も間伐前後で顕著な変化は認められなかった。こうしたことから、枝条を放置しなかった部分では、間伐作業時に飛散した枝葉が加わって堆積有機物量は増加しても、その分解を促進する環境が形成されるに至らなかったと考えられる。

前後2回の間伐によるインパクトは、ヒノキ人工林生態系のC、Nのフローに対して、欠損や滞りをもたらすものではない。むしろ、間伐というインパクトを加えても、林内環境や物質の動態を大きく攪乱させず、枝条を放置することによって有機物の分解やNの無機化を促進し、CやNの移動・循環を活性化して、林木の生育にとってより好適な環境を形成することが可能であると考えられる。

4. NO_3^- を中心とする溶存イオンの動態と水質形成との関係

スギ・ヒノキ人工林からなる源頭部小流域を対象として、 NO_3^- を中心に表層から最下層部までの毛管移動水および流出水の溶存イオンの動態を明らかにし、土壌特性や水移動特性との関係を解析した。

1) 土壌溶液の NO_3^- 濃度は、表層部では山頂部や尾根部、急傾斜の側壁斜面より谷筋の凹地形部分で高かった。しかし、いずれの地点も土壌の最下層部では痕跡程度の濃度に低下した。

2) 土壌溶液の NO_3^- 濃度の変動は、それぞれの地点および斜面の水移動特性と強く関連することが認められた。中腹部の緩傾斜で軟らかい土層が厚く堆積している部分では、夏～秋に表層で認められた NO_3^- の高濃度のピークが、徐々に濃度を低下させながら約9ヶ月後に50cm深、約14ヶ月後に100cm深に到達した。類似の傾向は谷底部でも認められたが、移動時間のズレが小さく、ピーク濃度も低かった。

3) 50cm深程度までの土壌表層部では、 NO_3^- が Ca^{2+} や Mg^{2+} の動態に強く関与するが、下層部では NO_3^- 濃度が著しく低下するため、 NO_3^- の関与は弱くなると考えられた。しかし、下層部でもアニオン濃度合計とカチオン濃度合計は、高い正の相関を示した。

4) 土壌溶液と流出水の溶存イオン濃度および濃度比の変動傾向から、湧水は土壌深部や基岩層を経由した部分と土壌の比較的浅い層を流動する部分が混合して流出していると考えられる。また、湧水は、流出地点によって溶存物質濃度や濃度比が異なり、流出に至る経路や滞留時間が異なるようであった。

森林流域の流出水における水質形成には、地質、降雨の量やパターン、人為インパクトなど、さまざまな要因が関連している。本論文では、土壌溶液と流出水の NO_3^- を中心とするイオンの動態と土壌の水分特性との関係の解析を通じて、土壌溶液と流出水の水質形成メカニズムについて検討した。

NO_3^- などのアニオンの動態は、土壌水分の移動と密接な関係があり、カチオン類は NO_3^- の動態に左右される傾向が強い。本論文で対象とした各試験プロットでの NO_3^- の移動についても、斜面位置や微地形の違いに基づく土壌特性や水分特性に左右されている。一方で、 NO_3^- は、植物の吸収や脱窒などの影響を受けて、表層から下層部にかけて濃度が低下する。そのため、土壌の表層部では、カチオン類の動態に NO_3^- が強く関与するが、下層部では NO_3^- の役割は小さく、 HCO_3^- などの他のアニオン類とカチオン類との関係が強くなることが認められた。

NO_3^- の動態と斜面上の主要な地点、または斜面全体を通じた水移動特性との関係については、以下の傾向が認められた。緩傾斜で土層が厚く、最下層部まで貫入抵抗値が小さい中腹部では、表層から下層に向かう鉛直的な水移動が卓越する。表層での硝酸化生成が盛んであるため、表層土壌で生成された NO_3^- の高濃度のピークは、水移動にともなって下層へ移動する。下層への移動の間に、植物の吸収や希釈、拡散などの影響を受けて濃度が徐々に低下し、基盤面に到達する土壌溶液の NO_3^- 濃度は著しく低下する。湧水点に近く、強い凹地形で土層が薄い谷底部では、鉛直的な表層から下層に向かう水移動の他、集水地形であるため斜面上方からの流入水が多い。したがって、常に湿潤で水移動速度が速く、それにとともなう NO_3^- の下層への移動が速い。しかし、植物の吸収、希釈効果、脱窒などの影響も大きいことから、 NO_3^- のピーク濃度は低い。急傾斜の側壁斜面では、比較的浅い土層における側方流としての水移動が卓越し、鉛直的な下層への NO_3^- の移動量が少ない。山頂部や尾根部は、排水地形で下層への水の浸透が少なく、土壌が強く乾燥する。これに加えて硝酸化生成も不活発であるため、下層への NO_3^- の移動量が少ない。

湧水としての流出水の NO_3^- 濃度は、各地点の最下層部の土壌溶液の濃度より高かった。また、 $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ 比は、土壌の最下層部ではほぼ1に近いが、湧水では平均0.38であった。さらに、粘土や基岩などの風化と密接に関連する HCO_3^- 濃度は、土壌下層部ほど高く、湧水ではさらに高い濃度を示した。これらのことから、湧水は土壌の深部や基岩層を経由した部分と土壌の比較的浅い層を流動する部分が混合して流出していると考えられる。

以上のように、斜面各部位の表層から基盤層にいたる土壌溶液の溶存イオンの動態と各地点または斜面全体を通じた土壌の水移動特性との関係、並びに流出水の溶存イオンの動態との関係を詳細に解析することによって、森林における水質形成のメカニズムを明らかにすることができた。

謝 辞

本研究を進めるに当たって、高知大学の有光一登教授には終始懇切なご指導と御助言を賜った。前京都大学教授 堤 利夫氏には多くの御助言を賜った。また、多くの研究を共同で行った元森林総合研究所主任研究官 宮川 清氏、現国際林業研究センター (CIFOR) Task Managerの小林繁男氏、森林総合研究所関西支所土壌研究室長の荒木 誠氏には、現地調査や試料の採取・分析などで多大な御協力を頂いた。著者の所属する森林総合研究所森林環境部立地環境科長 堀田 庸氏には、窒素の分析方法や土壌溶液の吸引採取方法などを御教示頂いた上に、本論文を取りまとめるに当たって終始励まして頂いた。さらに、土壌物理研究室の小林政広氏、田中優子氏、筑波大学環境科学研究科の小野寺真一氏には、常陸太田試験地での現地調査や試料の分析などについて、御協力を頂いた。

また、試験地の設定、並びに現地調査には、関係営林署、京都大学農学部附属芦生演習林、栃木県高原県有林事務所の方々に御協力を頂き、便宜を図って頂いた。

この研究は、以上のような多くの方々の御指導や御助言、御協力を得て取りまとめることができた。ここに深く感謝する。

最後に、本論文を取りまとめるに当たって、京都大学の小崎 隆教授、小橋澄治教授に多くの御助言を賜った。岩坪五郎教授には、芦生演習林での調査や取りまとめに当たって御指導を頂いた上に、この論文を読んで頂き、多くの有益な御助言を賜った。ここに記して感謝の意を表します。

引用文献

- 浅田節夫 (1985) 閉鎖後の保育, 新版造林学 (堤 利夫ら共著), 朝倉書店, 171-193
- 荒木 誠・宮川 清・小林繁男・加藤正樹・有光一登 (1987) ヒノキ複層林施業の土壌保全効果 (Ⅲ) 複層林化初期段階における表層土壌の物理性の変化, 98回日林論, 221-222
- 荒木 誠・松浦陽次郎 (1993) ヒノキ林の皆伐による土壌溶液および溪流水の成分変化, 104回日林論, 391-392
- 有光一登 (1973) 志賀高原亜高山帯針葉樹林の水分動態, 84回日林講, 93-96.
- 有光一登・梶 富美夫 (1973a) 静岡県浜北アカマツ林の土壌水分動態, 84回日林講, 96-98
- 有光一登・大角泰夫・松井光輝・太田誠一 (1973b) 森林伐採の土壌環境に及ぼす影響 (Ⅱ) 奈良県上北山村スギ・ヒノキ林の土壌水分動態, 84回日林講, 102-104.
- 有光一登 (1980) 森林の皆伐と造林環境の変化, 林業技術, 459, 15-19
- 有光一登 (1982) 森林土壌の水分動態に関する研究 (第1報) 森林土壌の水分動態の経時変動, 林試研報317, 67-112
- 有光一登 (1982) 森林土壌の水分動態に関する研究 (第2報) 森林土壌の水分および溶存成分の動態, 林試研報318, 11-78
- 安藤 信・登尾久嗣・窪田順平・川那辺三郎 (1989) 芦生演習林の気象観測資料の解析 (Ⅰ) 事務所構内と長治谷の観測所の比較を中心に, 京都大学演習林報告, 61, 25-45
- Beets, P. N., and Pollock, D. S., (1987) Uptake and accumulation of nitrogen in *Pinus radiata* stands as related to age and thinning. *New Zealand J. of Forestry Sci.* 17, 353-371
- Borman, F. H., Likens, G. E., Fisher, D. W., and Pierce, R. S., (1968) Nutrient loss accelerated by clear cutting a forest ecosystem. *Science*, 159, 882-884.
- Borman, F. H., Likens, G. E., Siccama, T. G., Pierce, R. S., Eaton, J. S., (1974) The export of nutrients and recovery of stable conditions following deforestation at Hubbard Brook. *Ecol. Monogr.*, 44, 255-277.
- Bolt, G. H., and Bruggenwert, M. G. M. (1980) 土壌の化学 (岩田進午・三輪叔太郎・井上隆弘・陽 捷行訳), 108-115, 学会出版センター, 東京
- Briggs, L. J., and McCall, A. G., (1904) An artificial root for inducing capillary movement of soil moisture. *Science*, 20 566-569
- 土壌養分測定法委員会編 (1968) 土壌養分測定法, 430pp, 養賢堂, 東京
- Frazer, D. W., McColl, J. G., and Powers, R. F. (1990) Soil nitrogen mineralization in a clearcutting chronosequence in a northern California conifer forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 1145-1152
- 藤枝基久・野口正二・小川真由美 (1996) 森林流域における土地被覆変化が水文環境に与える影響 皆伐・トラクタ集材を例にして, 日林誌, 78(1), 43-49
- Grossmann, J., and Udluft, P., (1991) The extraction of soil water by the suction-cup method : a review. *J. of Soil Sci.*, 42, 83-93

生原喜久雄・戸田浩人・相場芳憲(1988) 幼齡林地での斜面位置別・深さ別土壌水の施用要素の動態, 農工大演習林報25, 1-18.

生原喜久雄(1991) 森林の浄化機能, Center News, 4, 11-13

生原喜久雄(1994) 渓流水の水質形成に及ぼすプロトン(H^+)の影響, 水・水学誌, 7, 325-331

服部重昭・近嵐弘栄(1988) ヒノキ林における間伐が樹冠遮断に及ぼす影響, 日林誌, 70(12), 529-533

服部重明(1992) 林況と蒸発散量の関係(塚本良則編 森林水文学), 96-102, 文永堂出版, 東京.

Hendershot, W. H., and Courchesne, F. (1991) Comparison of soil solution chemistry in zero tension and ceramic-cup tension lysimeters, Journal of Soil Sci., 42, 577-583

樋口太重(1983) 土壌中における施用窒素の有機化と再無機化, 農業技術研究所報告B, 34, 1-81

平井敬三・岩川雄幸・吉田桂子・加藤正樹・酒井正治・井上輝一郎(1992) 複層林施業初期段階における表層土壌の移動, 日林関西支論, 1, 91-94

平田健正・村岡浩爾(1988) 森林域における物質循環特性の渓流水質に及ぼす影響, 土木学会論文集, 399, 131-140.

堀田 庸(1980) ミクロフィルターを用いた加圧板法による土壌孔隙の測定, 日林論, 91, 125-126

堀田 庸(1991) 森林流域の物質循環と水質浄化, 森林と水資源, 81-109, 日本治山治水協会, 東京

井上輝一郎・岩川雄幸(1970) 林地における土壌水分の動態(I), 日林誌, 52(8), 238-243

井上隆弘・三輪勲太郎(1980) 土壌中のイオン移動現象への化学的接近法と物理的諸問題, 土壌の物理性, 41, 25-35

井ノ子昭夫(1981) 土壌中における有機物の分解と集積, -その数式化へのアプローチ-, 土肥誌, 52(6), 548-558

石井 弘(1974) 微生物の働き(森-そのしくみとはたらき-, 只木良也・赤井龍男編著) 150-166, 共立出版, 東京

石黒宗秀(1994) 土壌中の溶質移動におよぼす粗間隙の影響, 土肥誌, 65(3), 349-356

井磧 昭(1968) 火山灰土壌と非火山灰土壌の窒素の形態について, 土壌有機態窒素の組成に関する研究(第1報), 土肥誌, 39(4), 189-193

岩田進午(1968) 遠心法によるpFの測定について, 土肥誌, 39(3), 177-178

岩坪五郎・堤 利夫(1968) 森林内外の降水中の養分量について(Ⅲ) 流亡水中の養分量について, 京大演習林報, 40, 140-156

岩坪五郎(1990) 森林における自然浄化機能, 自然の浄化機能(宗宮 功編著), 39-61, 技報堂出版, 東京

Johnson, C. E., Johnson, A. H., Huntington, T. G., and Siccama, T. G. (1991) Whole-tree clear-cutting effects on soil horizons and organic-matter pools, Soil Sci. Soc.

Am. J., 55, 497-508

金沢晋二郎・高井康雄・竹島征二・和田秀徳(1976) 亜高山帯針葉樹林下の土壌有機物の性状と分解過程(第2報) 本地帯の土壌有機物の近似組成成分とその存在量について, 土肥誌, 47(7), 307-313

金沢晋二郎(1979) 亜高山帯針葉樹林下の土壌有機物の性状と分解過程(第6報) 本地帯の土壌中のアミノ糖の蓄積量とその分解に関与する β -アセチルグルコサミニダーゼ活性について, 土肥誌, 50(4), 297-303

軽部重太郎(1978) 遠心法pF-水分測定における圧縮の影響, 土壌の物理性, 31, 11-20

加藤正樹(1978) 森林土壌及び水分動態と林床植生(Ⅱ) 植物体中の窒素の変動, 日林講, 89, 155-157

加藤正樹(1984b) 林地斜面における窒素の動態(Ⅱ) 吸引法による土壌溶液の採取と溶存窒素の動態, 第95回日林論, 189-192

加藤正樹・有光一登・小林繁男・荒木 誠(1985) 採土円筒を用いてIncubationした土壌の窒素の変化(Ⅱ) 異なるpF値で加圧脱水した土壌溶液中の窒素濃度, 日林論, 96, 243-246

加藤正樹・有光一登・小林繁男・荒木 誠(1986) 採土円筒を用いてIncubationした土壌の窒素の変化(Ⅲ) 異なるpF値で加圧脱水した土壌溶液のK, Ca, Mg濃度, 日林論, 97, 225-227

加藤正樹・荒木 誠・小林繁男・有光一登(1989a) 間伐による炭素・窒素の動態の変化, グリーンエネルギー計画成果シリーズⅢ系(農林水産技術会議事務局), No. 5, 50-74

加藤正樹・荒木 誠・宮川 清・小林繁男・有光一登(1989b) 皆伐および間伐が土壌の窒素動態に与える影響(Ⅰ) A層土壌の無機態窒素の変動, 第100回日林論, 227-230

加藤正樹・荒木 誠・宮川 清・小林繁男・有光一登(1989c) 皆伐および間伐が土壌の窒素動態に与える影響(Ⅱ) A層土壌溶液の溶存窒素の変動, 第100回日林論, 231-234

加藤正樹・小林政広・小野寺真一・吉永秀一郎・河室公康・山家富美子・石塚成宏・松浦陽次郎・三浦 寛(1993) 平地ヒノキ林における水分および物質の動態(Ⅰ) 土壌溶液の溶存成分, 第104回日林論, 393-398

加藤正樹・小野寺真一・小林政広(1995) 源頭部森林小流域における土壌溶液と湧水の硝酸態窒素の動態, 日林誌, 77(6), 516-526

加藤正樹・小林政広・小林繁男・田中永晴・吉永秀一郎・堀田 庸・荒木 誠・松浦陽次郎(1996) 温暖適潤地域における土壌構造と水移動及び保水メカニズム, 農林業における水保全・管理機能の高度化に関する総合研究研究成果, 農林水産技術会議事務局, 21-26

河田 弘(1977) 森林土壌の窒素の形態について, 林試研報, 297, 105-131

河田 弘(1982) 土壌の化学的性質, 森林土壌の調べ方とその性質, 238-272, 林野弘済会, 東京

河田 弘(1989) 森林土壌学概論, pp399, 博友社, 東京

川添 強・堀田 庸・森貞和仁(1986a) 斜面地形と水溶性成分(Ⅰ) 立田山実験林における土壌溶液中の窒素濃度, 日林九州支研究論文集39, 147-148.

川添 強・堀田 庸・森貞和仁(1986b) 斜面地形と水溶性成分(Ⅱ) 立田山実験林におけ

る土壤溶液中の塩類濃度, 97回日林論, 229-232.

川添 強・堀田 庸・森貞和仁(1987) 斜面地形と水溶性成分(Ⅳ) 菊池国有林内スギ壮齡林における土壤溶液中の成分濃度, 日林九州支研究論文集40, 153-154.

環境庁水質保全局水質管理課(1992) 硝酸性窒素による地下水汚染対策ハンドブック, 244pp, 公害研究対策センター, 東京

木方展治・渡部久男・結田康一(1987) 圃場における土壤溶液の採取法. 土壤の物理性, 55, 61-69

木下 彰(1972) 土壤水の分類, 土壤物理性測定法(土壤養分測定法委員会編), 107-113, 養賢堂, 430pp, 東京.

清野嘉之・藤森隆郎・千葉幸弘・桂田ひとし(1988) 間伐による林分構造と物質生産の変化 林冠構造の解析に基づく把握. グリーンエネルギー計画成果シリーズⅢ系, No. 5, 農林水産技術会議事務局, 75-88

経済企画庁総合開発局(1973) 土地分類図(茨城県)

小林繁男(1982) 森林の皆伐に伴う土壤の変化, ベドロジスト, 26(2), 44-57

小林繁男・加藤正樹・有光一登(1984a) ヒノキ林における炭酸ガス濃度の変動(Ⅰ) 空間的、季節的变化. 日林論, 95, 203-206

小林繁男・加藤正樹・有光一登(1984b) ヒノキ林における炭酸ガス濃度の変動(Ⅱ) 地温、降雨、土壤水の影響. 日林論, 95, 207-210

小林政広・加藤正樹・小野寺真一(1994) 結晶片岩地域における林地土壤の保水・排水特性, 日林論, 105, 235-236

弘法健三・和田秀徳(1969) 土壤の水溶性有機物について(第1報), 土肥誌, 40(7), 288-292

弘法健三・和田秀徳・今村昌輔(1970) 土壤の水溶性有機物について(第2報), 土肥誌, 41(7), 281-286

Krone, R. B., H. F. Ludwig, and Thomas, J. F. (1951) Porous tube device for sampling soil solutions during water-spreading operations, Soil Sci., 73 211-219

杵名重明・本庄 真・鈴木道代・仁王以智夫(1988a) 土壤型および樹種の相違による窒素の無機化と硝酸活性. 日林誌, 70(2), 80-85

杵名重明・鈴木道代・仁王以智夫(1988b) 同一斜面に植栽されたスギ林の土壤型の相違による窒素の無機化と硝酸活性. 日林誌, 70(3), 127-130

京都大学農学部附属演習林(1979) 演習林概要, 20pp

京都大学農学部附属演習林(1981) 芦生演習林気象月報

Likens, G. E., Borman, F. H., Johnson, N. M., Fisher, D. W. and Pierce, R. S. (1970) Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed ecosystem. Ecol. Monogr., 40, 23-47.

Litaor, M. I. (1988) Review of soil solution samplers. Water Resour. Res., 24, 727-733

前田 隆・相馬剋之(1979) 有機質火山灰土(クロボク土)の水分特性, -加圧膜法と遠心法の比較-, 農土論集, 84, 61-67

前田禎三・宮川 清・森田佳行(1972) 栃木県高原県有林の植生, 日林協, 28pp, 東京

Marks, P. L., (1974) The role of pin cherry (*Prunus pensylvanica* L.) in the maintenance of stability in northern hardwood ecosystems. Ecol. Monogr., 44, 73-88.

Matson, P. A. and Vitousek, P. M. (1981) Nitrogen mineralization and nitrification potentials following clearcutting in the Hoosier National Forest, Indiana. Forest Sci., 27(4), 781-791

McClougherty, C. A., Pastor, J., and Aber, J. D. (1985) Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. Ecology, 66(1), 266-275

三木和夫・川戸義行・森 哲郎(1969) 畑土壤の窒素供給力に関する研究. 東海近畿農試研究報告, 18, 353-406

宮川 清・有光一登・加藤正樹・小林繁男(1980) 森林の皆伐に伴う立地要因の変動(Ⅴ) 栃木県高原山スギ・ヒノキ林の地表変動, 91回日林大会講演要旨集, 50

宮川 清・有光一登・加藤正樹・小林繁男(1981) 森林の皆伐に伴う立地要因の変動(Ⅷ) 栃木県高原山スギ・ヒノキ林の地表変動(その2), 91回日林大会講演要旨集, 55

村上雅志・武田博清・岩坪五郎(1990) スギ、ヒノキ人工林における土壤の窒素無機化量の季節変化, 京大演習林報, 62, 44-54

大類清和・生原喜久雄・相場芳憲(1992) 降雨イベントでの溪流水の溶存物質の流出特性, 日林誌74(3), 203-212.

大類清和・生原喜久雄・相場芳憲(1993) 森林集水域での土壤から溪流への水質変化, 日林誌75(5), 389-397

大手信人・徳地直子・鈴木雅一(1991) 森林流域内の水移動にともなう地中水・溪流水の水質変化, 京大演習林報63, 69-81.

王子善清・伊沢悟郎(1970) インタクト植物による無機窒素の吸収ならびに同化に関する研究(第2報) 水稻幼植物による硝酸態Nとアンモニア態Nの吸収同化における生理的特性について. 土肥誌, 41(1), 31-36

王子善清・伊沢悟郎(1974) インタクト植物による無機窒素の吸収ならびに同化に関する研究(第4報) $\text{NH}_4\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ の利用性における水稻とキュウリの差異、特にその代謝的背景. 土肥誌, 45(7), 341-351

林野庁・林業試験場(1955) 国有林野土壤調査方法書, 47pp, 林野共済会, 東京

三枝正彦(1989) 粘土鉱物, 土の化学, 51-65, 日本化学会, 東京

佐久間敏雄・老松博行・飯塚文男・岡島秀夫(1979) 粗大団粒を含むカラムからの NO_3^- の流出. 土肥誌, 50(1), 17-24

桜井雄二(1976) 遠心分離法による土壤のpF-水分含量関係(Ⅰ). 農土論集, 64, 1-6

佐々木 茂・仙石鉄也(1974) 土壤の相違による窒素供給力の差異(Ⅱ) $\text{Bl}_{\text{D(a)}}$ 型と Bl_{E} 型土壤における無機態窒素含有率の季節変化, 日林東北支会誌, 51-52

佐々木 茂(1980) ブナ林伐採による土壤養分量の変化(Ⅰ) 無機態窒素の季節変動, 日林東北支部会誌, 32, 159-160

佐々木 茂(1985) 森林土壤中における窒素の存在形態と有効化. 林業試験場東北支場たより, 284, 1-4

佐々木 茂・佐々朋幸・池田重人(1989) 奥羽山地スギ林土壤における無機態窒素の発現

予測, 日林東北支部会誌, 41, 298-301

佐藤冬樹・笹 賀一郎・藤原渥一郎 (1990) 北海道北部天然林内を流れる小河川の水質, 日林論, 101, 255-256

瀬戸昌之・丹下 勲 (1980) 土壌の二酸化炭素の放出速度と土壌溶液中の溶存有機炭素量との関係, 土肥誌, 51(5), 392-398

柴田信男 (1951) 林況と土壌との関係に関する研究, 京都大学演習林集報, 2, 33-38

塩沢 昌・中野政詩・安中武幸 (1985) 遠心法による水分特性の測定方法について, 農土論集, 119, 49-56

下垣 久・大角多加志 (1989) 土壌水のpH測定におけるCO₂ガスの影響について, 水・水学会1989年研究発表会要旨集, 287-290

鈴木和次郎・浅野 透・谷本丈夫 (1989) 間伐による林内植生の変化, グリーンエネルギー計画成果シリーズⅢ系 (農林水産技術会議事務局), No. 5, 89-104

Sollins, P., McCorison, F. M. (1981) Nitrogen and carbon solution chemistry of an old growth coniferous forest watershed before and after cutting. Water Resour. Res., 17, 1409-1418

Stevens, P. A., and Wannop, C. P., (1987) Dissolved organic nitrogen and nitrate in an acid forest soil. Plant and Soil, 102, 137-139

須藤清次 (1970) 遠心pFとその測定法, 土壌の物理性, 22, 35-39

鈴木陽雄 (1955) 高原山東南斜面栃木県有林付近の地質, 栃木県北部新生界の地史学的研究3, 宇都宮大学研究論文集, 4, 23-32

Takahashi, M. (1995) Effect of slash on soil solution chemistry after clearcutting of a Japanese Cedar (*Cryptomeria japonica*) plantation, J. Jpn. For. Soc., 77(2), 124-130.

武田博清 (1987) アカマツ林における落葉の分解と土壌堆積腐植層の形成過程, 京都大学農学部演習林報告, 59,

樽木直也・池田健一郎・田布尾尚子 (1992) pFの異なる土壌溶液の化学性, 九州農業研究, 54, 73

徳地直子・廣部 宗・木庭啓介・岩坪五郎 (1955) 斜面上の異なる位置における窒素無機化量の推定 (I) 土壌窒素無機化特性の空間的異質性とその機構, 日林論, 106, 213-214

徳地直子・黒田幸夫・岩坪五郎 (1991) 森林生態系における溶存物質濃度・量の鉛直的变化 (I) スギ人工林における塩素イオンとナトリウムイオンと土壌水の垂直的移動, 日林誌, 73, 135-144

徳地直子・辻 明子・岩坪五郎 (1991) 山地小流域における降水と流出水の水質, 京都大学演習林報告, 63, 60-68

Tokuchi, N., Takeda, H. and Iwatsubo, G. (1993) Vertical changes in soil solution chemistry in soil profiles under coniferous forest. Geoderma, 59, 57-73

津高寿和・砂野 正・田中平義・日下昭二 (1981) 土壌類型別の腐植と有機態窒素の形態, 土肥誌, 52(5), 427-432

鶴見 実・一國雅巳 (1989) 多摩川上流の沢水に含まれる無機成分の化学的特徴, 環境科

学会誌, 2(1), 9-16

堤 利夫 (1963) 森林の成立および皆伐が土壌の2、3の性質に及ぼす影響について (No. 1), 京大演習林報告, 34, 37-64.

堤利夫 (1987) 森林の物質循環, 東大出版会, pp124, 東京

内山直明・和田秀徳・高井康雄 (1983) 中性塩類溶液で抽出される土壌有機物 (その2), 土肥誌, 54(5), 371-376

Vitousek, P. M. (1985) Disturbance, Nitrogen availability, and nitrogen losses in an intensively managed Loblolly pine plantation. Ecology, 66(4), 1360-1376

和田秀徳・今村昌輔・弘法健三 (1971) 土壌の水溶性有機物について (第3報), 土肥誌, 42(7), 273-279

和田秀徳・内山直明・高井康雄 (1983) 中性塩類溶液で抽出される土壌有機物 (その1), 土肥誌, 54(3), 247-252

和田光史 (1981) 土壌粘土によるイオンの交換・吸着反応, 土壌の吸着現象 - 基礎と応用 -, 5-57, 博友社, 東京

渡部久男・結田康一・木方展治 (1988) アルミナ質ポーラスカップを用いた土壌水採取装置の適用性, 農環研報告, 4, 199-219

山下多聞・武田博清・渡部弘之 (1992) ヒノキ人工林における土壌窒素の季節変化, 京大演習林報, 64, 51-60

山谷孝一 (1965) ヒバ林伐採跡地土壌の経年変化について (I) 落葉層の形態および有機物の動態, 日林誌, 47, 199-204

山谷孝一 (1989) 上部ブナ帯におけるブナ天然林伐採跡地土壌の経年変化 (I) - ブナ天然林伐採跡地の植生遷移と養分量の動態 -, 第100回日林論, 203-204

山谷孝一 (1990) 秋田県北部スギ天然林伐採跡地土壌の経年変化 (I) - 土壌断面形態および主要土壌性質の変化状態 -, 第101回日林論, 287-288

山崎慎一 (1970) 土壌溶液の採取法およびその化学組成, 土肥誌, 41(10), 424-432

山崎慎一・木下 彰 (1969) 100ml容採土管を用いての遠心法による土壌溶液の採取, 土肥誌, 40(7), 301

吉田和真・徳地直子・岩坪五郎 (1993) 森林生態系における斜面系列での窒素無機化特性, 日林論, 104, 361-362

吉田重明・三宅大浄・仁王以智夫 (1979) 森林土壌中の窒素の動態 (I) 森林表層土における硝化細菌の分析と硝化活性, 日林誌, 61, 21-25

吉田重明・春田泰次・仁王以智夫 (1980) 森林土壌中の窒素の動態 (II) 土壌型の異なる2種の天然林土壌の窒素の無機化と硝化活性, 日林誌, 62, 230-233

吉岡二郎 (1973) 森林土壌の土壌水分に関する研究 (第1報) 長期にわたる野外の土壌水分測定用装置の考案と若干の測定例, 林業試験場研究報告, 250, 35-52

吉岡二郎・梅原武夫 (1974) 森林土壌の土壌水分に関する研究 (第3報) 乾性褐色森林土 (B_A型土壌) の水湿状態, 日林誌, 56(12), 425-433

吉岡二郎 (1975) 森林土壌の土壌水分に関する研究 (第4報) テンションメーターの自記化と装置の改良, 林業試験場研究報告, 275, 23-36

吉岡二郎 (1981) 森林土壌における水環境, ベドロジスト25(2), 119-129

関子光太郎・生原喜久雄・相場芳憲（1992）2種の陰イオンを付加した森林土壌溶液における陽イオンの動態，日林誌，74，185-193